

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À CHICOUTIMI

MÉMOIRE PRÉSENTÉ
À L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À CHICOUTIMI
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN RESSOURCES RENOUVELABLES

PAR FLORENCE BOUCHARD JEAN

B.Sc. (Biologie)

ÉVALUATION DE LA RÉPONSE HÂTIVE DE LA VÉGÉTATION ET DES SOLS
D'UN PARC À RÉSIDUS MINIERs SUITE À DES SCÉNARIOS DE REBOISEMENT
ET D'AMENDEMENT DE BIOSOLIDES DE PAPETIÈRE

Hiver 2019

Résumé

L'industrie minière produit une grande quantité de résidus qui sont entreposés sous la forme de parcs à résidus miniers. En comparaison avec la forêt environnante, les parcs à résidus miniers en milieux boréaux génèrent une perte de biodiversité et de puits de carbone. La mise en végétation d'espèces ligneuses sur ces parcs à résidus miniers permettrait la remise en production forestière de ces milieux ainsi que la création de puits de carbone. Toutefois, les propriétés physico-chimiques des résidus miniers sont peu propices à la mise en place d'un couvert forestier. Afin de déterminer la faisabilité de cette approche, un dispositif expérimental a été mis en place en 2012 sur le parc à résidus miniers de la mine Niobec à Saint-Honoré (QC, Canada). Pour ce faire, la plantation de trois espèces ligneuses – le pin rouge [*Pinus resinosa* (Aiton)], le mélèze laricin [*Larix laricina* (Du Roi) Koch.] et le bouleau à papier [*Betula papyrifera* var. *papyrifera* (Marshall)] – en compositions monospécifiques ou mixtes, a été combinée à du trèfle blanc et du trèfle rouge en sous-couvert. Le dispositif expérimental permettait également de tester l'effet de l'utilisation de biosolides de papetière (BP) (35 t ha⁻¹) sur les propriétés physico-chimiques et biologiques du substrat, ainsi que sur la survie et la croissance des végétaux après cinq (5) années de croissance. L'analyse des résultats révèle que l'amendement de BP a influencé positivement la hauteur et le diamètre moyens des arbres ainsi que la décomposition de la litière dans le sol. Les autres variables morphologiques des arbres et physicochimiques du sol n'ont pas été influencées par l'application des BP. De plus, le mélèze et le pin rouge ont mieux performé en termes de croissance, biomasse et survie que le bouleau à papier et représentent donc un bon choix pour de futures mises en végétation de résidus miniers. Le mélèze et le pin rouge possèdent également de bons attributs (ex. : hauteur, diamètre, etc.) afin de séquestrer du carbone dans le cadre de l'obtention de crédits compensatoires. Comparativement aux plantations monospécifiques, la plantation mixte tend à faciliter la croissance du mélèze et augmente les quantités de glomaline par hectare en absence de BP. Les plantations mixtes représentent donc la meilleure option pour le reboisement du parc à résidus miniers de la mine Niobec.

Remerciements

Je tiens à remercier, dans un premier temps, mon directeur, Jean-François Boucher, qui m'a guidé tout au long de mon parcours dans les bons ou les moins bons moments. Par son soutien, sa compréhension et ses bons conseils, j'ai pu réaliser ce grand projet qu'est ma maîtrise. Il n'a jamais perdu confiance en moi quand moi-même je n'y arrivais pas. Un grand merci à mes codirecteurs, Maxime Paré et Sébastien Roy. J'aimerais remercier la mine Niobec, le CRSNG et toutes les autres entreprises incluses dans ce grand projet, pour leur financement. Je souhaite aussi souligner leur engagement dans la réalisation du projet et leurs préoccupations environnementales face aux parcs à résidus miniers. Je tiens aussi à remercier chaleureusement toute l'équipe qui a travaillé sur le terrain sous le soleil brûlant ou les pluies torrentielles, avec une mention spéciale à Olivier Fradette et Marco Fillion. Merci à Pascal Tremblay et Claire Fournier pour leurs conseils, leur support, leurs encouragements et surtout, pour leurs blagues et leurs rires.

Merci à ma famille, à Alexandra Rivard et à Sébastien Rivest, qui m'ont toujours soutenu et qui ont toujours été prêts à relire et corriger mes trop nombreux textes.

Finalement merci aux thés Twinings d'exister en tant que source de motivation constante.

« On n'est pas des arbres, on ne se laisse pas abattre. »

-Marjolaine Bouchard

Table des matières

Résumé.....	i
Remerciements.....	ii
Table des matières	iii
Liste des tableaux.....	iv
Liste des figures	vi
Introduction.....	1
Lutte aux changements climatiques et marchés du carbone	1
Industrie minière	3
Reboisement des parcs à résidus miniers	6
Utilisation de matières résiduelles fertilisantes pour le reboisement: une approche d'écologie industrielle	7
Modalité d'aménagement : utilisation d'espèces ligneuses	11
Hypothèses	14
Matériels et méthode.....	16
Description du site à l'étude.....	16
Dispositif expérimental	18
Caractéristiques des biosolides de papetières	19
Caractéristiques des espèces végétales.....	21
Échantillons et mesures.....	22
Analyses statistiques	27
Résultats.....	28
Survie des arbres	28
Croissance des arbres	29
Masse sèche des arbres.....	32
Variables édaphiques	34
Décomposition de la litière du sol.....	38
Discussion.....	40
Survie et croissance des arbres plantés	40
Conditions édaphiques et dynamique du carbone des sols	43
Conclusion	47
Références citées.....	49
Annexe	61

Liste des tableaux

Tableau 1. Le ratio C/N, le pH, ainsi que les teneurs et les tonnes à l'hectare du carbone total (C tot), carbone organique (C org), azote total (N tot), phosphore (P), potassium (K), calcium (Ca), magnésium (Mg) et sable, limon et argile pour les résidus miniers et les biosolides papetières (BP) échantillonnés en juillet 2012. Toutes les variables sont exprimées sur la base de masse sèche. nd : données non-disponibles.....	20
Tableau 2. Analyses de variance (ANOVA) des résultats après cinq (5) années pour la survie (%), la croissance totale en hauteur (cm) et en diamètre à la base (cm), la croissance relative en hauteur (cm an-1) et en diamètre (mm an-1) des arbres.....	28
Tableau 3. Analyses de variance (ANOVA) pour la masse sèche totale, aérienne et racinaire, des diverses espèces plantées sur le dispositif du parc à résidus miniers cinq (5) ans après l'amendement ou non de biosolides de papetières.....	32
Tableau 4. Analyses de variance (ANOVA) pour la densité apparente, le ratio carbone/azote (C/N), le contenu en matière organique (M.O.), les stocks de carbone (Stock C) et les stocks en glomaline du sol du dispositif du parc à résidus miniers, cinq (5) ans après l'amendement ou non de biosolides de papetières.....	34
Tableau 5. Analyses de variance (ANOVA) de la décomposition de la litière du sol après un mois, deux mois, 10 mois et 12 mois, après la mise en terre des pochettes de litière, dans le dispositif du parc à résidus miniers cinq (5) ans après l'amendement ou non de biosolides de papetières.....	38
Tableau A-1a. Résultats de l'étude multicritère du pin rouge (PIR) du bouleau à papier (BOP) et du mélèze laricin (MEL) selon les 11 critères préétablis en plus des quatre critères à prioriser pour leur survie afin d'évaluer leur potentiel comme espèce ligneuse pour une plantation sur un parc à résidus miniers (Publication Qc 2014).....	61

Tableau A-1b. Résultats de l'étude multicritère des 18 autres espèces analysées selon les 11 critères préétablis afin d'évaluer leur potentiel comme espèce ligneuse pour une plantation sur un parc à résidus miniers (pour 2000 tiges ha⁻¹). Épinette blanche (EPB), épinette noire (EPN), pin blanc (PIB), pin gris (PIG), thuya occidental (THO), érable rouge (ERR), érable à sucre (ERS), peuplier faux-tremble (PET), peuplier à grandes dents (PED), peuplier baumier (PEB), chêne rouge (CHR), chêne blanc (CHB), aulne crispé (AUC), chêne à gros fruits (CHG), érable argenté (ERA), épinette de Norvège (EPO), peuplier de Lombardie (PEL) et orme d'Amérique (ORA). 62

Tableau A-2. Résultats des analyses de variance (ANOVA), pour la concentration en phosphore (P), en potassium (K), en calcium (Ca), en magnésium (Mg), en aluminium (Al), du ratio phosphore/aluminium (P/Al), en manganèse (Mn) en cuivre (Cu) et en fer (Fe) du sol du dispositif du parc à résidus miniers cinq ans après l'amendement ou non de biosolides de papetières..... 63

Tableau A-3. Résultats des analyses de variance (ANOVA) pour le pH, la capacité d'échange cationique (C.E.C), la saturation en base (S.B.), la porosité estimée, le contenu en azote total (N. tot.) et le contenu en carbone (C) (%) du sol du dispositif du parc à résidus miniers cinq ans après l'amendement ou non de biosolides de papetières..... 64

Liste des figures

- Figure 1 :** Localisation de la mine de ferroniobium..... 17
- Figure 2.** Localisation du dispositif expérimental (bandes noires) sur les digues Ouest, Nord et Est du parc à résidus numéro 2 (P2) de la mine de ferroniobium..... 18
- Figure 3.** Représentation schématique du dispositif expérimental. Chaque rectangle horizontal représente un bloc, BP 0 et BP 35 représentent les doses d'application de BP (0 ou 35 t sec ha⁻¹) et chaque abréviation représente une modalité de plantation : pin rouge (PIR), mélèze laricin (MEL), bouleau à papier (BOP), le mélange des trois espèces d'arbres (MIX) et les parcelles de trèfle rouge (TTR)..... 19
- Figure 4.** Survie (\pm ES) du bouleau à papier (BOP), du mélèze laricin (MEL), du pin rouge (PIR) ainsi que du mélange mixte représenté par BOP-M, MEL-M et PIR-M respectivement, après la 5^e saison de croissance dans des résidus miniers avec et sans amendement de biosolides de papetières (n=8). Les lettres différentes au-dessus des barres indiquent des différences significatives entre les moyennes ($\alpha=0,05$, test de *Student*)..... 29
- Figure 5.** Moyenne (\pm ES) de la hauteur totale de la tige (a), en diamètre à la base de la tige (b) et de la croissance relative en hauteur (c) du bouleau à papier (BOP), du mélèze laricin (MEL), du pin rouge (PIR) ainsi que du mélange mixte représenté par BOP-M, MEL-M et PIR-M, respectivement, après la 5^e saison de croissance dans des résidus miniers avec (Bp 35 t ha⁻¹) et sans (Bp 0 t ha⁻¹) amendement de biosolides de papetières (a et b : n= 40 et c : n= 80). Les lettres différentes au-dessus des barres indiquent des différences significatives entre les moyennes ($\alpha=0,05$, test de *Student*)..... 31
- Figure 6.** Moyenne (\pm ES) de la masse sèche totale (a) et aérienne (b) des bouleaux blancs (BOP), des mélèzes laricins (MEL), des pins rouges (PIR), après la 5^e saison de croissance dans des résidus miniers avec et sans amendement de biosolides de papetières (a : n= 16 et b : n= 8). Les lettres différentes au-dessus des barres indiquent des différences significatives entre les moyennes ($\alpha=0,05$, test de *Student*)..... 33

Figure 7. Moyenne (\pm ES) de la densité apparente du sol du parc à résidus miniers cinq ans après l'application des amendements selon les plantations de bouleaux blancs (BOP), de mélèzes laricins (MEL), mixtes (MIX), de pins rouges (PIR) et de trèfles rouges (TRR), respectivement (n= 8). Les lettres différentes au-dessus des barres indiquent des différences significatives entre les moyennes ($\alpha=0,05$, test de *Student*)..... 35

Figure 8. Moyenne (\pm ES) des stocks de carbone du sol du parc à résidus miniers cinq ans après l'application des amendements selon les plantations de bouleaux blancs (BOP), de mélèzes laricins (MEL), mixtes (MIX), de pins rouges (PIR) et de trèfles rouges (TRR) (n= 8). Les lettres différentes au-dessus des barres indiquent des différences significatives entre les moyennes ($\alpha=0,05$, test de *Student*)..... 36

Figure 9. Moyenne (\pm ES) des stocks de glomaline extraite dans le sol du parc à résidus miniers cinq ans après l'application des traitements (avec (Bp 35 t ha⁻¹) et sans (Bp 0 t ha⁻¹) de biosolides de papetières) et selon les plantations de bouleaux blancs (BOP), de mélèzes laricins (MEL), mixtes (MIX), de pins rouges (PIR) et de trèfles rouges (TRR) (n= 4). Les lettres différentes au-dessus des barres indiquent des différences significatives entre les moyennes ($\alpha=0,05$, test de *Student*)..... 37

Figure 10. Moyenne (\pm ES) du taux de décomposition de la litière des feuilles d'aulnes dans les pochettes enfouies dans le sol du parc à résidus miniers, pendant un mois, deux mois, 10 mois et 12 mois, cinq ans après l'application des traitements (sans (Bp 0 t ha⁻¹) et avec amendement (Bp 35 t ha⁻¹) de biosolides de papetières (n= 20). Les étoiles au-dessus des barres indiquent des différences significatives entre les moyennes ($\alpha=0,05$, test de *Student*)..... 39

Figure A-1. Représentation schématique d'une parcelle mixte. Comprenant le bouleau à papier (BOP), le mélèze laricin (MEL) et le pin rouge (PIR) 63

Figure A-2. Moyenne (\pm ES) du contenu en carbone du sol du parc à résidus miniers cinq ans après l'application des amendements selon les plantations de bouleaux blancs (BOP), de mélèzes laricins (MEL), mixtes (MIX), de pins rouges (PIR) et de trèfles rouges (TRR) (n= 8) 64

Introduction

Lutte aux changements climatiques et marchés du carbone

Les changements climatiques sont devenus un enjeu majeur à l'échelle mondiale dans les dernières décennies. Ce phénomène est majoritairement provoqué par les émissions de gaz à effet de serre (GES) d'origine anthropique (Fessenden 2012; GIEC 2013; Sala *et al.* 2000). En effet, les activités anthropiques et particulièrement l'utilisation des combustibles fossiles qui en découlent, génèrent une augmentation de la concentration atmosphérique de GES, notamment le CO₂ (Fessenden 2012; GIEC 2014). Ces gaz – le dioxyde de carbone (CO₂), l'ozone (O₃), la vapeur d'eau (H₂O), le méthane (CH₄), les chlorofluorocarbones (CFC) et le protoxyde d'azote (N₂O) – réémettent davantage le rayonnement infrarouge émis par la surface du globe, ce qui engendre un forçage radiatif positif et donc un réchauffement climatique qui se répercute partout à l'échelle mondiale (GIEC 2014). Le système climatique étant perturbé, les conséquences sur les écosystèmes terrestres et maritimes sont majeures, alors que les catastrophes naturelles sont de plus en plus fréquentes et intenses (GIEC 2014). Face à ces changements globaux, plusieurs pays industrialisés tentent de réguler leurs émissions de GES par la création de systèmes de quotas et d'échanges d'émissions de GES, communément appelés marchés du C, dans le but de contrôler les émissions de GES et ultimement l'intensité des changements climatiques (MacKenzie 2009).

Au Québec, afin de réduire les émissions de GES et de contribuer à la lutte aux changements climatiques, les grandes industries émettrices de GES (ex. : cimenteries, alumineries, mines, etc.) sont maintenant tenues de comptabiliser leurs émissions annuelles de GES. Les industries qui émettent plus de 25 kilo tonnes de CO₂ éq par année sont soumises au système de plafonnement et d'échange de droits d'émissions (SPEDE), dont le principal instrument est un marché du C liant le Québec et la Californie, le Western Climate Initiative (WCI) (Chaloux 2017; Klinsky 2015; MDDELCC 2018). Ce système fixe les taux d'émissions « attendus » par secteur en fonction des technologies disponibles et pénalise ou récompense les industries en

fonction de leur performance (Klinsky 2015; MDDELCC 2018). Ces industries doivent donc rester à l'affût de nouvelles technologies afin de réduire leurs émissions pour ainsi éviter les pénalités, ou même retirer des gains financiers des suites de leurs efforts de réductions (Bensalah *et al.* 2015; Klinsky 2015; MDDELCC 2018). Cependant, afin de stabiliser l'augmentation de la concentration atmosphérique en CO₂ et ainsi réduire les risques liés aux changements climatiques, les efforts d'atténuations peuvent inclure tant des réductions d'émissions que des absorptions de GES (GIEC 2014; Peters *et al.* 2013; Solomon *et al.* 2009). Pour le moment, par contre, le SPEDE du Québec ne permet aucune activité d'absorption à titre d'option de conformité admissible pour les participants réglementés ; de futurs développements scientifiques et techniques à ce sujet pourraient possiblement contribuer à diminuer les incertitudes vis-à-vis les projets d'absorptions de GES (Boucher 2017).

L'une des approches à la portée des industries réglementées est la création de puits de carbone (IPCC 2014b). Un puits de carbone est un réservoir naturel ou artificiel qui séquestre le carbone (C) de l'atmosphère (CO₂), par exemple une forêt en croissance (Deal 2010; GIEC 2013; Sedjo et Sohngen 2012). Le CO₂ est entreposé dans les tissus ligneux lors de la croissance des plantes et il est aussi transformé en C organique ou inorganique dans le sol par les micro-organismes et l'action des racines (Lal 2008). La séquestration biologique du C serait donc possible par l'augmentation de la capacité ou de la superficie des milieux naturels ou anthropisés (plantes et sols), pour ainsi former de nouveaux puits de C qui absorbent le CO₂ de l'atmosphère et le séquestrent dans leur biomasse intrinsèque et dans les sols (Lal 2008; Ussiri 2005). Pour les milieux agricoles et forestiers, les connaissances acquises sur les arbres et les sols permettent de prédire l'évolution des stocks de C suivant différents types d'aménagements (Boucher *et al.* 2012; Plieninger 2011; Sedjo et Sohngen 2012). Cependant, les puits de C forestiers ne sont pas encore reconnus au Québec dans le système de crédits compensatoires du SPEDE. Un protocole est présentement en préparation et devrait être disponible prochainement (MDDELCC 2018; Purdon et Sinclair 2015).

Au Canada et au Québec, les pertes de puits de C sont causées par le déboisement, en particulier celui des mines en opération sur le territoire et des sites orphelins

disséminés dans le pays (ECCC 2018; Kurz *et al.* 2013). En zones boréales, l'exploitation des mines de 1990 à 2008 a nécessité 19 000 ha de déforestation au Canada (Kurz *et al.* 2013). En plus de cela, les mines, par leurs activités, génèrent de fortes émissions de C (Bensalah *et al.* 2015; MERN 2017a; Shrestha et Lal 2006). Il est donc d'intérêt pour cette industrie minière de compenser leurs émissions de C à l'interne par de nouvelles absorptions éventuellement admissibles dans le SPEDE (Klinsky 2015). Le boisement de leur site à résidus miniers représente une solution intéressante.

Industrie minière

L'industrie minière au Québec s'est développée très rapidement dès le 20^e siècle. Le sous-sol québécois est favorable à une exploitation variée de nombreux métaux et autres ressources dont notamment : or, argent, cuivre, nickel, zinc, fer, titane, niobium, apatite, diamant, sel, mica, sable, gravier, granite, marbre, etc. (Aubertin *et al.* 2002 ; MERN 2015; Rousseau 2011). Un peu partout sur le territoire, des mines ont été créées afin d'exploiter les ressources et d'octroyer de nombreux emplois et des débouchés aux travailleurs (Entreprise Québec 2016; MERN 2017a). Le nombre de titres d'exploitation n'a cessé d'augmenter au cours des dix dernières années et, présentement, près de deux cents institutions minières sont en activité sur le territoire québécois, couvrant une superficie totale de 0,067% de la province (MERN 2015, Mines Québec 2017). Cette industrie représente donc une grande partie de l'économie du Québec dont dépendent plusieurs municipalités (Entreprise Québec 2016). Par contre, les enjeux rattachés à l'exploitation minière abondent tout au long de la durée de vie de la mine (exploration, construction, opération et fermeture des installations) particulièrement sur le plan environnemental (Bensalah *et al.* 2015). En effet, le rejet de polluants et les émissions de GES par la machinerie ainsi que par les procédés d'extraction, la production et l'entreposage de résidus et de stériles miniers peuvent entraîner des conséquences importantes sur l'environnement (Bensalah *et al.* 2015; MERN 2017a; Shrestha et Lal 2006). Effectivement, lors du processus d'extraction du minerai d'intérêt, la plus grande part du gisement exploité ne présente pas d'intérêt économique et est rejetée lors de deux étapes de la chaîne d'exploitation (Aubertin et Bussière 2001; Craig *et al.* 1996).

La première se produit lors de l'extraction de la roche du sous-sol par dynamitage et forme des roches concassées de différentes tailles, généralement appelées résidus grossiers ou stériles et souvent disposées en amas appelés haldes (Aubertin et Bussière 2001; Aubertin *et al.* 2002). La seconde a lieu lors du processus de concentration du minerai, alors que la roche contenant le minerai est concassée et finement broyée afin d'en extraire le minerai, après des procédés mécaniques, physiques et chimiques, et d'isoler la roche résiduelle qui forme maintenant une boue ou des poussières nommées résidus fins ou parfois terrils (Aubertin *et al.* 2002; Aubertin et Bussière 2001; Bape 2004 ; MERN 2017b).

L'entreposage des résidus représente plus de 12 millions de tonnes de sol fin qui couvrent, avec les stériles, environ 13 000 hectares de superficie totale au Québec (Aubertin *et al.* 2002; MERN. 2017c). Sans considérer les parcs à résidus acides qui constituent une problématique unique, les parcs à résidus dits « non acides » engendrent des répercussions marquées sur l'environnement et sur les populations à proximité (Aubertin *et al.* 2002; Bensalah *et al.* 2015). En effet, la coupe forestière préalable à l'installation du parc à résidus crée un changement d'affectation des terres important, provoquant une transition d'une zone forestière à un site dégradé incapable de supporter la végétation (Li 2006). Il s'ensuit directement une perte de biodiversité, le détournement de cours d'eau, l'abaissement de la nappe phréatique et un fractionnement des habitats qui affectent l'ensemble de la flore et de la faune locales (Bensalah *et al.* 2015; Cooke et Johnson 2002). La déforestation et l'anthropisation du sol créent aussi une perte considérable de puits de C, qui autrefois participait à la séquestration du CO₂ de l'atmosphère et à la régulation du climat. De plus, ces parcs peuvent engendrer des problèmes liés à la dispersion des métaux lourds et de polluants dans les environnements adjacents, causés par le contact des résidus avec l'atmosphère ou par les substances industrielles du procédé de concentration (Gardner *et al.* 2012; Tordoff *et al.* 2000). De surcroît, les résidus miniers sont sujets aux érosions éoliennes (poussières aéroportées) et hydriques et peuvent ainsi se déplacer sur de longues distances et altérer la qualité de l'air et de l'eau (Blight 2008; Li 2006; Tordoff *et al.* 2000).

En considérant l'ampleur des superficies que ces parcs recouvrent et les nombreux enjeux liés à l'érosion et à la perte de biodiversité, le ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles (MERN) a instauré des mesures, dans la loi sur les mines, afin de mieux contrôler et de minimiser les impacts des parcs à résidus (MERN 2017a). Les propriétaires miniers ont donc l'obligation légale de produire un plan de réaménagement et de restauration des sites miniers en plus de prévoir une garantie financière afin de pouvoir obtenir leur bail d'exploitation minière. Alors seulement, ils peuvent procéder à l'exploitation du gisement (MERN 2017a). Ce plan de réaménagement et de restauration a pour but de minimiser les dommages environnementaux possibles causés par la présence de ces résidus après la cessation des activités minières sur le territoire (Gouvernement du Québec 2015b). Plus précisément, le plan vise à éliminer les risques liés à la santé et à la sécurité humaines, à restaurer des lieux en favorisant un encadrement visuel acceptable sans recourir à un entretien à long terme, et à diminuer les érosions éoliennes et hydriques par la mise en végétation du parc (MERN 2017a; Tordoff *et al.* 2000). À la fin de vie utile des parcs à résidus miniers, la compagnie minière doit alors procéder à la mise en végétation de ce dernier. Par contre, en dehors de ces objectifs, le plan ne donne pas de critères quant à la façon dont la restauration doit être effectuée. Par conséquent, selon le cours normal des affaires, les pratiques de gestion répandues chez les minières mettent en végétation les parcs à résidus miniers avec des espèces herbacées ou des arbustes, avec ou sans amendements et engrais, pour obtenir un environnement semblable à une prairie (Cooke et Johnson 2002; ISO 2006; Tordoff *et al.* 2000). En zones boréales, si cette méthode répond aux exigences du ministère, elle ne permet pas de reconstituer l'écosystème initial et n'utilise pas tout le potentiel du site, notamment par rapport aux puits de C. En effet, la forêt boréale canadienne stocke environ 28 Tg de C par année dont 40% du C est présent dans les sols (Kurz *et al.* 2013). De plus, dans ces scénarios, les herbacées utilisées pour la restauration sont généralement très compétitives pour l'eau, les nutriments et la lumière, ce qui empêche parfois l'établissement d'espèces indigènes (Larchevêque *et al.* 2012; Skousen *et al.* 2006).

Reboisement des parcs à résidus miniers

Par souci environnemental, pour améliorer l'acceptabilité sociale des projets et l'image auprès du public, ou encore pour agir en bons citoyens corporatifs, les industries minières peuvent décider d'aller au-delà du cours normal des affaires et des exigences légales, par la plantation d'espèces ligneuses sur leur site, et ce, avant même la fin de vie utile du parc (Asensio *et al.* 2013; Bensalah *et al.* 2015). En zones boréales, cette initiative permet alors de favoriser une meilleure restauration de l'écosystème initial. De plus, l'utilisation d'arbres plutôt que d'espèces herbacées inclut une réduction efficace de l'érosion éolienne par la formation de haies brise-vent (Brandle *et al.* 2004; Cornelis and Gabriels 2005) et une augmentation de la biodiversité par la création d'habitats pour la microfaune et la macrofaune (Rowland *et al.* 2009). S'ajoute à cela un encadrement visuel qui favorise la séquestration de C dans la biomasse végétale et le sol (Asensio *et al.* 2013; Guittonny-Larchevêque et Pednault 2016; Ussiri et Lal 2005). Ce dernier avantage permet d'optimiser le plein potentiel des résidus miniers en rétablissant un puits de C, puisque les arbres séquestrent davantage de C que les herbacées et que ces sols miniers ont un faible (voir nul) contenu initial en C organique (Larney et Angers 2012). Le potentiel d'augmentation des stocks de C dans les terrils peut être significatif durant les 20 à 30 années suivant la remise en état, et ce, dans les 15 premiers centimètres du sol (Ussiri et Lal 2005). Toutefois, le nombre d'études explorant l'utilisation d'espèces ligneuses pour la remise en valeur de parcs à résidus miniers est limité (Larcheveque *et al.* 2013) et le manque de connaissances sur les « technosols » – sols créés à partir de procédés technologiques (FAO 2015) – dont font partie les résidus miniers, nous empêchent de prédire avec confiance la croissance des arbres et ainsi l'évolution des stocks de C sur ces sites. Les minières peuvent, de ce fait, augmenter les connaissances dans ce domaine et initier des projets de séquestration de C pour permettre d'initier le développement durable des ressources et la lutte aux changements climatiques. Cette dernière stratégie pourrait même être utilisée pour bénéficier au bilan GES de ces entreprises comptabilisé dans le cadre du SPEDE (Gardner *et al.* 2012; MDDELCC 2017a). Cela pourrait aussi être une solution à long terme pour la restauration des sites orphelins couvrant des surfaces considérables sur le territoire québécois.

Par contre, l'implantation d'espèces ligneuses sur ces terrains dégradés s'avère un défi de taille pour assurer une survie et le maintien de leur croissance à long terme (Thavamani *et al.* 2017; Tordoff *et al.* 2000). Les résidus miniers non-acides sont des résidus dépourvus de matière organique (MO) et de fines particules telles que les argiles, et sont généralement très pauvres en éléments nutritifs nécessaires à la croissance des plantes (Campy *et al.* 2013; FAO 2015). Ces caractéristiques créent des environnements peu propices à soutenir la croissance des arbres (Tordoff *et al.* 2000). S'ajoute à cela que leur texture grossière et uniforme, s'apparentant généralement à du sable, ne permet pas la rétention en eau et des nutriments, provoquant ainsi un lessivage rapide et une faible rétention des éléments nutritifs (Tordoff *et al.* 2000). De surcroît, l'activité microbienne des résidus miniers est faible, alors que cette dernière propriété est essentielle pour assurer la stabilité et la résilience de l'environnement par le recyclage des éléments nutritifs (Mori *et al.* 2013 ; Thavamani *et al.* 2017). Ainsi, les conditions édaphiques des parcs à résidus miniers peuvent être particulièrement difficiles pour des végétaux comme les arbres. De plus, les bourrasques de vent, l'érosion des pentes et l'abrasion des tissus végétaux par les particules de sables fins en font un lieu où la croissance des arbres est difficile (Girard 2017; Tordoff *et al.* 2000).

Utilisation de matières résiduelles fertilisantes pour le reboisement : une approche d'écologie industrielle

Certaines préparations de terrain doivent être envisagées afin de moduler les parcs à résidus favorables sur le plan de la physicochimie et de la fertilité du sol (Asensio *et al.* 2013; Tordoff *et al.* 2000). À cet effet, différents types d'amendements organiques peuvent être appliqués sur les parcs à résidus afin d'en augmenter la capacité de support du sol (Larney et Angers 2012; Young *et al.* 2015). Les composts, les fumiers, la terre noire, la paille, la mousse de sphaignes sont quelques exemples des divers amendements possibles pour la fertilisation des sols des parcs à résidus, et ce, sans avoir recours aux fertilisants minéraux (ECCC 2018). Par contre, ce sont souvent des matières coûteuses ou alors déjà utilisées en agriculture et donc, moins disponibles pour les minières (Larney et Angers 2012). Les matières résiduelles fertilisantes (MRF)

sont donc souvent utilisées pour la restauration des sites miniers (Chaudhuri *et al.* 2012; Zanuzzi *et al.* 2009).

Les MRF, déchets et résidus provenant des secteurs industriels et agroalimentaires, proviennent de sources très variées : biosolides municipaux, biosolides de papetières, fumier, composts, résidus calciques et magnésiens, etc. (Larney et Angers 2012; MDDELCC 2017b). Les MRF peuvent être utilisées comme apport de MO permettant d'améliorer les propriétés physicochimiques et la capacité de support du milieu et, ainsi, favoriser l'installation d'un couvert végétal tout en augmentant la séquestration de C (Asensio *et al.* 2014; Hua *et al.* 2014; Ussiri 2005). En effet, plusieurs études montrent des résultats positifs des MRF sur la croissance et la survie des arbres par l'amélioration du substrat minier (Asensio *et al.* 2014; Hua *et al.* 2014; Ussiri 2005).

Parallèlement, la politique québécoise de gestion des matières putrescibles vise à diminuer l'enfouissement des MRF et prévoit son interdiction d'ici 2020 (MDDELCC 2014). Cette nouvelle réglementation offre plusieurs possibilités : d'une part, elle encourage la valorisation des MRF et, d'autre part, elle vise à limiter les problèmes d'émissions de méthane (dont l'effet de serre est 28 fois plus important que le CO₂) reliées à la décomposition anaérobie lors de l'enfouissement des MRF (Faubert *et al.* 2016; MDDELCC 2017c; Recyc-Québec et Taillefer 2010). L'enfouissement des MRF est aussi une méthode de plus en plus coûteuse pour les industries génératrices (ISIE 2015; Primeau 2014). Recycler les MRF s'avère alors intéressant dans un contexte d'écologie industrielle. La valorisation des MRF pour amender un parc à résidus représente en effet un scénario avantageux à la fois pour les minières et pour les industries génératrices de MRF telles que les papetières. L'écologie industrielle permet en fait de créer des symbioses industrielles entre des entreprises et d'engendrer une économie circulaire autour des déchets produits par une industrie, comme les MRF (Arbolino *et al.* 2018). Les entreprises génératrices de MRF peuvent alors combler les besoins des industries minières, et ainsi permettre l'amélioration de la qualité du sol minier en plus de lutter contre les changements climatiques par la séquestration biologique du C.

Utilisation de biosolides de papetières pour le reboisement de parcs à résidus

Au cours du présent projet portant sur le reboisement du parc à résidus fins et non-acides d'une mine de niobium (Niobec, QC), les biosolides de papetières (BP) sont utilisés et testés en tant que MRF. Les BP sont une matière résiduelle des procédés industriels visant la fabrication des pâtes et papiers. Plus précisément, le BP est le résidu résultant du processus d'épuration des effluents des usines de pâtes et papiers (Camberato *et al.* 2006; Faubert *et al.* 2016; Larney et Angers 2012). Au Québec, chaque année, près de 1,4 million de tonnes de BP sont produits (MDDELCC 2015) et leur enfouissement combiné aux autres résidus des usines de pâtes et papiers a généré 28% (1,2 Mt eq.CO_2) des émissions de GES de l'ensemble des déchets solides du Québec en 2016 (MELCC 2018). Peu coûteuses et disponibles en grandes quantités, ces MRF obtiennent déjà des résultats concluants dans les domaines forestiers et agronomiques (Foley et Cooperband 2002; Gardner *et al.* 2012; Lteif *et al.* 2007). L'utilisation de BP comme fertilisants organiques sur les résidus miniers n'est pas bien documentée (Lalande *et al.* 2009) et beaucoup de lacunes existent quant à leurs réels effets sur les arbres et les sols miniers (Cele et Maboeta 2016; Gagnon 2018; Girard 2017; Larney et Angers 2012; Rees *et al.* 2019).

Il y a différents types de BP : le type primaire, le type secondaire et le type mixte, chacun aux propriétés distinctes et dont la composition change en fonction du processus de traitement et de la matière première (Camberato *et al.* 2006). Chaque type est caractérisé en fonction de son rapport C/N (ratio C/N), mais aussi parfois selon sa valeur calorifique, son contenu en pathogènes, en contaminants et en cendres (NCASI 2000). Le type primaire provient de traitements physicochimiques des eaux de procédé et se compose principalement de courtes fibres de lignine (Camberato *et al.* 2006; Zerhouni 2010). Il est riche en C organique, avec un ratio C/N entre 100 et 300, et de faibles teneurs en nutriments (NCASI 2000). Le type secondaire provient de traitements biologiques des eaux de procédé, ce qui lui confère une concentration en nutriments plus grande par rapport aux boues primaires ainsi qu'une forte présence et activité des micro-organismes (Camberato *et al.* 2006; CANMET, 2005). Le ratio C/N des boues secondaires est plus faible (entre 5 et 20) en raison des apports en N minéral réalisés afin

de stimuler l'activité des micro-organismes des étangs de décantation (Désilets 2003; Young *et al.* 2015). Le dernier type, le type mixte, résulte d'un mélange des types primaire et secondaire, lui conférant des propriétés physicochimiques moyennes entre les types primaire et secondaire (CANMET 2005; Faubert *et al.* 2016; Zerhouni 2010).

Grâce à ses propriétés physicochimiques, le type mixte permet, entre autres, d'améliorer la capacité d'échange cationique (CEC), le pouvoir tampon du sol, la formation d'agrégats stables, la rétention en eau ainsi que la réduction des érosions hydriques et éoliennes (Camberato *et al.* 2006; Soltner 2003). De plus, les boues mixtes sont riches en nutriments essentiels pour la croissance et le développement des végétaux (P, K, Ca, Mg, Al, Mn, Cu, Zn, B, Fe), des caractéristiques physicochimiques normalement déficientes sur les parcs à résidus miniers (Soltner 2003). Avec des ratios C/N relativement élevés, soit entre 25 et 200 (Brown 2015), la décomposition de la MO présente dans les BP mixtes est lente, permettant ainsi la fertilisation du sol sur le long terme. De plus, les teneurs élevées en lignine des BP forment un humus stable et le C est donc séquestré à long terme dans les sols amendés par des BP (Akala et Lal 2000; Larney et Angers 2012). Plusieurs études effectuées en sols agricoles et forestiers montrent une influence positive des BP sur la production de biomasses végétales, la rétention d'humidité du sol, l'agrégation et une diminution de l'érosion hydrique et éolienne (Chow *et al.* 2003). Les sols amendés deviennent davantage perméables à l'eau et à l'air, favorisant ainsi la croissance des racines et l'activité microbienne des sols (Larney et Angers 2012). En effet, la diversité des espèces et l'activité enzymatique des bactéries et des champignons mycorhiziens augmentent après l'application de BP sur des sols sableux et pauvres en nutriments (Gagnon *et al.* 2001). Par ailleurs, les microorganismes du sol sont essentiels pour assurer les cycles et le recyclage des nutriments et la décomposition de la MO, permettant ainsi une meilleure croissance des plantes. De plus, les symbioses entre les plantes et les champignons mycorhiziens (Akala et Lal 2000; Thirkell *et al.* 2016) favorisent l'agrégation du sol et la séquestration du C dans des sols (Leifheit *et al.* 2015; Verbruggen *et al.* 2016), en plus de permettre la décontamination des sols en isolant physiquement les contaminants présents, une propriété particulièrement importante pour les sols faits de résidus miniers (Gardner *et al.* 2010).

Malgré l'effet important de l'activité microbiologique sur les propriétés du sol, un nombre limité d'études ont été menées sur l'impact des BP sur cette activité en sols miniers (Faubert *et al.* 2016; Gardner *et al.* 2010). Le développement de l'activité microbienne du sol est pourtant un indicateur de la récupération du sol perturbé (Gardner *et al.* 2010). Il serait donc intéressant d'étudier davantage les effets des BP sur des indicateurs d'activité microbiologique du sol par la décomposition de la litière mais aussi par l'évaluation de la glomaline du sol. La glomaline est une glycoprotéine produite par les hyphes des champignons mycorhiziens. Cette glycoprotéine est particulièrement intéressante puisque, en plus de permettre l'augmentation de l'aggrégation et la séquestration du C dans le sol, la glomaline permet l'isolation physique des contaminants et des métaux lourds très souvent présents dans les résidus miniers (Wright et Upadhyaya 1998; Rillig 2004; Gispert *et al.* 2018). La teneur en glomaline peut ainsi être utilisée comme indicateur de la qualité générale du sol tant au niveau de l'activité microbiologique que de la séquestration de C. En plus du sol et des racines, les BP agissent aussi sur les arbres, par une augmentation de leur croissance ainsi que de leurs contenus foliaires en éléments nutritifs (Lteif *et al.* 2007). En somme, les BP mixtes semblent favoriser l'établissement durable d'un couvert végétal ligneux (Lteif *et al.* 2007). Malgré leurs qualités citées auparavant, il y a un manque de connaissances concernant les effets des BP sur la croissance à moyen et long terme des arbres dans les contextes de plantation en sites de résidus miniers.

Modalité d'aménagement : utilisation d'espèces ligneuses

Étant donné que les résidus miniers ont des caractéristiques défavorables pour l'établissement des arbres, le succès de restauration du site et la création d'un puits de C s'avèrent incertains. Les espèces ligneuses utilisées doivent alors posséder certaines caractéristiques pour tolérer ces environnements (Sheoran *et al.* 2010). Pour réussir, la mise en végétation nécessite l'usage d'arbres ou d'arbustes viables à long terme, n'exigeant aucun (ou peu) entretien pour en assurer le maintien (MERN 2017c). En effet, ces milieux découverts étant soumis à des conditions difficiles, des espèces colonisatrices intolérantes à l'ombre et résistantes aux vents doivent être priorisées

(Asensio *et al.* 2013). Pour cela, il est préférable de sélectionner des espèces peu exigeantes en éléments nutritifs et en eau, s'adaptant bien aux sols sablonneux possédant des capacités de drainage excessives (Lefrancois *et al.* 2010). De plus, des arbres à croissance rapide (ex. : hauteur, diamètre et biomasse) présentent divers avantages : séquestrer plus rapidement le C et limiter le plus rapidement possible les problèmes d'érosions, problèmes majeurs sur les parcs à résidus miniers (Asensio *et al.* 2013; Blight 2008; Tordoff *et al.* 2000 ; Ussiri et Lal 2005). De plus, des espèces contribuant à un encadrement visuel satisfaisant (ex. : faible contraste entre les arbres du parc à résidus miniers et ceux de la forêt environnante) sont idéales dans le cadre d'une plantation sur un parc à résidus. Actuellement, peu d'études ont été réalisées afin d'identifier les meilleures espèces ligneuses à utiliser en plantation sur les parcs.

Des espèces qui répondent bien aux critères cités plus haut sont le pin rouge [*Pinus resinosa* (Aiton)], le mélèze laricin [*Larix laricina* (Du Roi) Koch.)] et le bouleau à papier [*Betula papyrifera* var. *papyrifera* (Marshall)] (tableau A-1). Plus précisément, le pin rouge est reconnu pour être très tolérant à la sécheresse, avoir des besoins en nutriments faibles et posséder une forte croissance en biomasse. Le mélèze est un colonisateur compétitif avec une grande croissance juvénile en hauteur, alors que le bouleau quant à lui possède une forte intolérance à l'ombre et des feuilles caduques qui enrichissent le sol en MO relativement labile par rapport au mélèze et au pin rouge (Becker *et al.* 1987; Guittonny-Larcheveque et Pednault 2016; Publication Qc 2014; Srinivasan *et al.* 1999; Young *et al.* 2013).

Afin de répliquer le plus fidèlement possible l'écosystème naturel présent avant la mise en place du parc à résidus, l'utilisation d'une plantation mixte contenant plusieurs espèces d'arbre s'avère une optique intéressante. De plus, comparativement aux plantations mixtes, les plantations monospécifiques possèdent plusieurs points négatifs tels que l'artificialisation des écosystèmes forestiers et leurs plus faibles résiliences aux maladies (GESIP 2013). En effet, les plantations mixtes sont plus diversifiées et plus complexes que ne le sont les plantations monospécifiques (Piotto 2008) alors que les plantations mixtes sont reconnues pour séquestrer davantage de C (Cavard *et al.* 2010; Chomel *et al.* 2014). Toutefois, beaucoup de lacunes existent

encore sur l'utilisation d'espèces ligneuses dans les modalités d'aménagement mixtes concernant la végétalisation des parcs à résidus miniers non-acides.

Hypothèses

Cette étude vise à tester les hypothèses suivantes : après cinq (5) saisons de croissance sur le parc à résidus de la mine Niobec, l'application antérieure de biosolides de papetières mixtes couplée à la plantation de trois espèces ligneuses (bouleau à papier, mélèze laricin et pin rouge) permettra :

1. D'augmenter les teneurs en éléments nutritifs du sol minier, la saturation en bases (SB), la capacité d'échange cationique (CEC), le pH, la MO et le ratio C/N
2. De diminuer la densité apparente du sol ;
3. D'augmenter l'activité microbiologique du sol minier par une augmentation de la décomposition de la litière ;
4. D'augmenter les teneurs en glomaline du sol ;
5. D'augmenter la survie et la croissance (hauteur, diamètre et croissance relative) des arbres plantés ;
6. D'augmenter les stocks de C présents dans le sol minier et la biomasse végétale.

De ces hypothèses principales découlent des hypothèses secondaires voulant que l'utilisation de plantations mixtes (alternance des espèces d'arbres plantés) augmente les stocks de C dans les sols et dans la biomasse végétale. De plus, des trois espèces plantées, selon leurs caractéristiques propres, le pin rouge et le mélèze laricin obtiendront de meilleurs résultats (survie, hauteur, diamètre et croissance relative) que le bouleau à papier en fonction des résultats obtenus avec l'analyse multicritères.

Objectifs

L'objectif général du projet est d'identifier le meilleur scénario d'aménagement combinant l'utilisation de biosolides de papetière (BP) et des modalités de reboisement à savoir : le pin, le mélèze et le bouleau en plantations monospécifiques en plantations mixtes. Pour ce faire, a été évalué le potentiel de valorisation des BP comme amendement organique, dans un contexte de reboisement et de création de puits de C sur un parc à résidus miniers non acides de la mine Niobec à Saint-Honoré.

De cet objectif général découlent plusieurs objectifs secondaires : évaluer la survie et la croissance des espèces ligneuses en fonction de la présence ou de l'absence de BP, mais aussi en fonction du type de plantation (mixte ou monospécifique); évaluer la capacité de support du sol (fertilité, activité microbiologique) et la séquestration du C du sol minier en fonction de l'utilisation des BP et des modalités de reboisement, tout en comparant les résultats avec ceux issus du scénario de référence de la mine : ensemencement de graminées sur humus forestier.

Matériels et méthode

Description du site à l'étude

Dans le cadre de cette étude, un dispositif expérimental mis en place en juillet 2012 sur le parc à résidus non-acidogènes à la mine de ferroniobium Niobec à Saint-Honoré (QC, Canada ; 48°32'N, 71°08'O) a été utilisé (figure 1). Il se situe aux alentours d'une sapinière à bouleau jaune avec des températures entre -24 et 24°C, avec 2°C comme température annuelle moyenne et reçoit 1048 mm de précipitations par année. La mine souterraine a débuté ses opérations en 1976 et est toujours active. Elle extrait plus de 2,3 millions de tonnes de minerais qui, une fois traités, donnent 5000 t de niobium par année (Niobec inc. 2015). La création du parc à résidus a été initiée par un déboisement et le prélèvement de l'humus forestier pour utilisation ultérieure, où il a été stocké pendant deux ans. Après la disposition des résidus fins, l'humus forestier a été réutilisé, pour former une couche d'environ 10 cm d'épaisseur par-dessus les résidus. S'en est suivi un ensemencement de trèfle blanc (*Trifolium repens*) de 50 kg ha⁻¹, sur les digues du parc comme stabilisateur face à l'érosion éolienne et hydrique. Cela constituait le scénario de référence à la mine, soit le meilleur représentant du cours normal des affaires de la mine de niobium : une mise en végétation herbacée après une préparation de terrain minimale avec de l'humus forestier tout au long de la construction du parc en hauteur.



Figure 1. Localisation de la mine de ferroniobium

Les résidus contenus sur le site de 77,4 ha forment un sol classé comme Technosol (FAO 2015 ; *IUSS Working Group, 2015*) et ont une granulométrie de sable fin (150 à 180 μm) (Durocher 2015). Le parc à résidus de la mine Niobec est constitué d'un étang de décantation cloisonné par des digues faites de résidus fins compactés en pente de 15%. Ces digues augmentent de 4 à 5 m à chaque année jusqu'à atteindre la hauteur totale de 30 m. Le parc numéro un de la mine, dont la construction est terminée, a déjà subi une mise en végétation avec des espèces herbacées et une plantation de pin gris (*Picea banksiana*) dans les années 90. Le présent dispositif est situé sur les digues Ouest, Nord et Est du deuxième parc à résidus et recouvre 1,0, 2,7 et 2,0 ha, respectivement (figure 2).

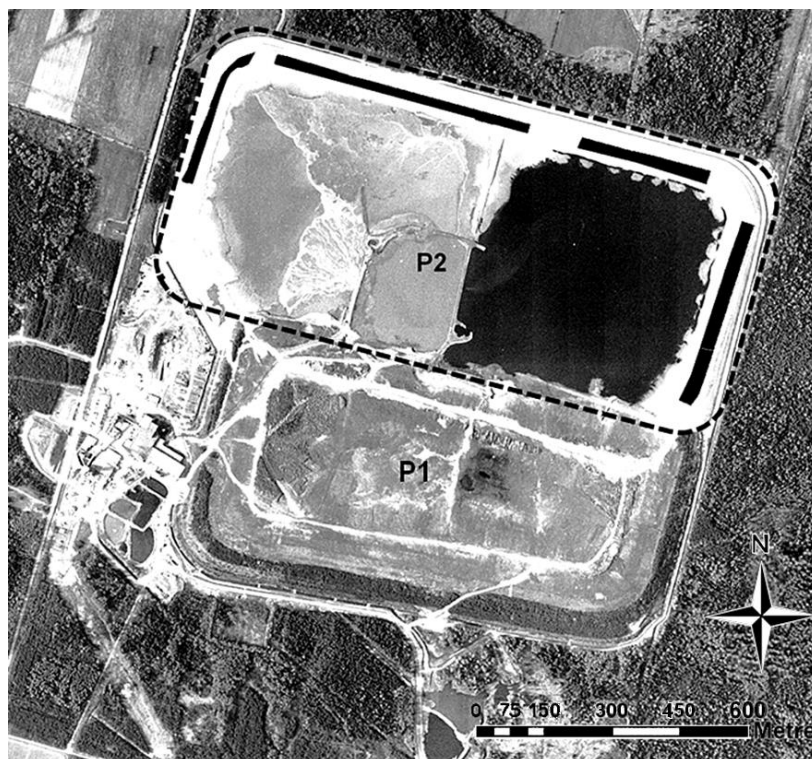


Figure 2. Localisation du dispositif expérimental (bandes noires) sur les digues Ouest, Nord et Est du parc à résidus numéro 2 (P2) de la mine de ferroniobium.

Dispositif expérimental

Ce dispositif est une expérience factorielle 2×4 structurée en tiroirs (split-plot) et en quatre blocs complets (Quinn et Keough 2002). Chaque bloc se divise en deux parcelles principales auxquelles ont été attribués aléatoirement deux niveaux d'application de biosolides de papetières avec ($Bp\ 35\ t\ sec\ ha^{-1}$) ou sans amendement de BP ($BP\ 0\ t\ sec\ ha^{-1}$). Le traitement sans amendement de BP (et sans arbre planté) constitue le scénario de référence. Par la suite, chacune des parcelles principales a été divisée en cinq (5) sous-parcelles dans lesquelles une des cinq (5) modalités de mise en végétation suivantes a été attribuée de façon aléatoire : i) plantation de pin rouge, ii) plantation de mélèze laricin, iii) plantation de bouleau à papier, iv) plantation d'un mélange des trois espèces ligneuses, v) ensemencement de trèfle rouge. Chaque bloc

comprend donc 10 unités expérimentales (u.e.), pour un total de 40 u.e. (figure 3). La dimension des u.e. est de 20 m².

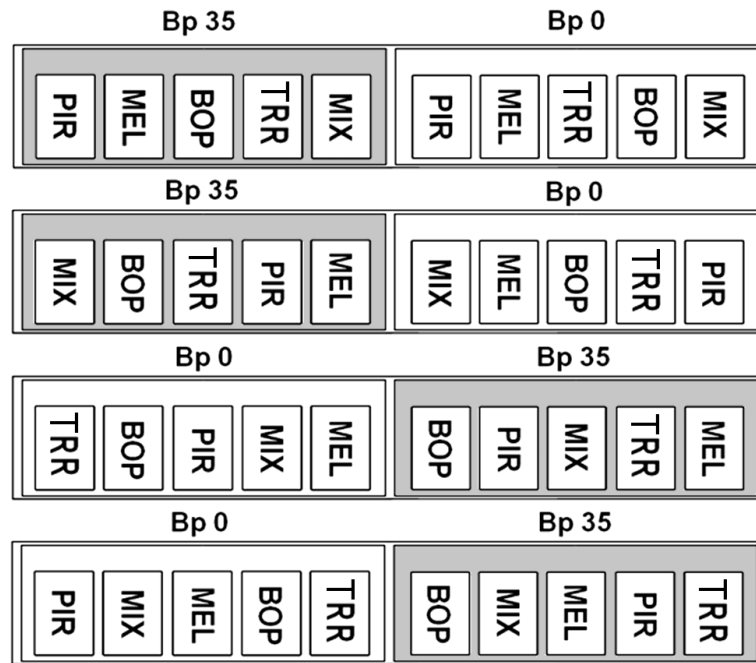


Figure 3. Représentation schématique du dispositif expérimental. Chaque rectangle horizontal représente un bloc, BP 0 et BP 35 représentent les doses d'application de BP (0 ou 35 t sec ha⁻¹) et chaque abréviation représente une modalité de plantation : pin rouge (PIR), mélèze laricin (MEL), bouleau à papier (BOP), le mélange des trois espèces d'arbres (MIX) et les parcelles de trèfle rouge (TTR).

Caractéristiques des biosolides de papetières

Les BP mixtes provenaient d'une usine de pâtes et papiers (Produits forestiers Résolu, Jonquière, QC, Canada ; 48° 25'N, 71°14'O) située à 25,9 km du site d'étude. Les BP utilisés se composaient d'un mélange de boues primaires et secondaires provenant du procédé de fabrication thermomécanique de pâte et de papier et ont été excavés du site d'enfouissement de l'usine après avoir été enfouis pendant environ un an (voir Faubert *et al.* 2017 pour davantage de détails). Les BP ont été transportés au site en juillet 2012 et 35 t sec ha⁻¹ ont été appliquées et incorporées cette même année, à raison

de 15 cm d'épaisseur au sol sur le parc à résidus avec un épandeur latéral et un rotoculteur. Le dosage choisi a été sélectionné afin d'obtenir environ 500 kg d'azote par hectare. Un sous-échantillon composite a permis d'analyser et de caractériser la composition chimique du produit de l'excavation en laboratoire (AgroEnviroLab, La Pocatière, QC) (tableau 1). La teneur en matière sèche a été mesurée par séchage au four à 150°C. La teneur en matière organique a été mesurée par incinération à 375°C. Le C et le N totaux ont été déterminés par combustion sèche (LECO Corporation, St-Joseph, MI, USA). L'azote minéral a été extrait avec une solution de 1 M L⁻¹ KCl (voir Chantigny *et al.* 2013).

Tableau 1. Le ratio C/N, le pH, ainsi que les teneurs et les tonnes à l'hectare du carbone total (C tot), carbone organique (C org), azote total (N tot), phosphore (P), potassium (K), en calcium (Ca), en magnésium (Mg) et sable, limon et argile pour les résidus miniers et les biosolides papetières (BP) échantillonnés en juillet 2012. Toutes les variables sont exprimées sur la base de masse sèche. nd : données non-disponibles.

Paramètres	Sol minier	BP	
	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	t ha ⁻¹
C/N	94,5	23,3	nd
pH	7,78	7,64	nd
C tot	95,3	350,0	12,3
C org	33,4	350,0	12,3
N tot	1,01	15,00	0,53
P	0,0037	2,1820	0,0760
K	0,043	0,830	0,029
Ca	4,308	5,000	0,175
Mg	0,147	0,000	0,000
Sable	88 %	nd	nd
Limon	7 %	nd	nd
Argile	5 %	nd	nd

Caractéristiques des espèces végétales

Ce dispositif expérimental comprend trois espèces ligneuses : le mélèze laricin, le pin rouge ainsi que le bouleau à papier, qui ont été plantées entre le 19 et 31 juillet 2012, soit quelques jours suivant l'application des BP. Ces espèces ont été sélectionnées après la réalisation d'une évaluation multicritère avec plusieurs parties prenantes impliquées dans l'initiation du projet, dont les gestionnaires de la minière. Cette évaluation comprenait 21 espèces d'arbres locales qui ont été comparées selon 11 critères comprenant la longévité, le volume marchand brut, l'endémisme, l'esthétique, la reproduction végétative, la hauteur, la disponibilité, le coût, la vulnérabilité, la croissance juvénile et les produits forestiers non ligneux (PFNL) (voir tableau A-1). Les résultats de performance potentielle des arbres étudiés lors de cette analyse ont donc permis de sélectionner les trois espèces qui répondaient le mieux aux critères et donc qui représentaient les espèces les plus efficaces pour la mise en végétation du parc à résidus.

Les plants ont été disposés à tous les deux mètres sur des lignes parallèles distancées de deux mètres, pour une densité de 2250 tiges ha⁻¹ avec comme total 8500 arbres sur l'ensemble du dispositif. Les plants de mélèze et de pin rouge ont été fournis par le Ministère Forêt, Faune et Parcs (MFFP) dans des contenants IPL 25-200 (25 alvéoles de 200 cm³ chacune), alors que les plants de bouleau ont été produits par la pépinière Boucher (Saint-Ambroise, Qc, Canada) (IPL 25-200). Les plants mesuraient entre 40 et 60 cm en moyenne (résultats non-montrés). En plus des espèces ligneuses, du trèfle rouge (*Trifolium rubens*) a été appliqué en juillet 2012 à raison de 50 kg ha⁻¹ avec un semoir rotatif tiré par un véhicule tout-terrain, sur les parcelles sans plantation d'espèces ligneuses. Depuis la mise en place du dispositif, des observations ont révélé que des herbacées de champs indigènes ont colonisé l'ensemble des parcelles.

Échantillons et mesures

Mesures sur les plants

Tout d'abord, la survie des plants a été évaluée selon un dispositif de lignes de survie dans chaque parcelle, cinq (5) années après la mise en place du dispositif, au début (mai 2017) et à la fin (septembre 2017) de la saison de croissance. Chaque parcelle possédait cinq lignes de survie parallèles de 10 arbres (50 arbres, 2% de précision par u.e.), chacune au centre des parcelles, afin de limiter l'effet de bordure (n= 50/parcelle BOP, PIR ou MEL avec 2% de précision). Les parcelles d'espèces mixtes possédaient six lignes de survie afin d'avoir deux lignes par espèces d'arbres (n= 60/parcelle MIX avec 5% de précision par espèce) (voir figure A-1 pour plus de précision). La survie de chaque plant contenu dans les lignes de survie a été estimée visuellement. Un arbre était compté comme vivant lorsqu'au moins 10% du feuillage du plant était vert et turgescent.

De plus, lors de l'évaluation de la survie, des données sur la morphologie des arbres ont été récoltées en mai ainsi qu'en septembre 2017. La hauteur totale (cm) et le diamètre (cm) à la base de la tige des plants ont été mesurés sur deux plants présélectionnés aléatoirement à l'intérieur de chaque ligne de survie pour chaque parcelle (n=10/parcelle BOP, PIR ou MEL et n=12/parcelle MIX). Par la suite, un calcul de croissance relative a été effectué sur les données de hauteur et de diamètre respectivement (Hoffman et Poorter 2002). Ce calcul permettait d'obtenir le taux de croissance de chaque plant durant la 5^e saison estivale (1). Ce fut également le cas pour les données de croissance en diamètre.

$$\Delta H_{rel} = \frac{\ln H_f - \ln H_i}{T} \quad (1)$$

ΔH_{rel} : taux relatif de croissance totale (cm an⁻¹)

\ln : transformation en log naturel,

H_f : hauteur totale à la fin de la période de croissance (cm),

H_i : hauteur totale au début de la période de croissance (cm),

T : saison de croissance (an).

La masse sèche des plants, comme indice de la biomasse, a aussi été quantifiée sur deux plants par u.e. sélectionnés aléatoirement, récoltés (août 2017) et fractionnés en deux composantes (biomasse de la tige et biomasse racinaire). Il est à noter que la biomasse racinaire a été prélevée sur un des deux plants récoltés seulement. La masse sèche totale (48 heures à 65°C puis pesée) a été évaluée à partir des deux composantes. Aucune mesure destructive n'a été faite sur les arbres en parcelle mixte, c'est-à-dire qu'aucune mesure de biomasse n'a pu être récoltée pour ces parcelles.

Mesures édaphiques

La fertilité du sol a été évaluée à partir d'échantillons de sol entre 0 et 20 cm de profondeur prélevés avec une tarière *Auger* (Soil moisture equipment, Santa Barbara, CA, USA) à la fin de la 5^e saison de croissance. Un échantillon composite a été formé de 10 sous-échantillons par parcelle. Chaque sous-échantillon a été prélevé dans un transect linéaire dans le sens de la pente en respectant une bordure de deux mètres autour des limites de chaque parcelle. Les échantillons de sol ont, par la suite, été séchés jusqu'à masse constante dans une étuve à 65°C, tamisés dans des mailles de 2 mm, puis envoyés à l'analyse au laboratoire AgroEnviroLab (AgroEnviroLab, La Pocatière, QC). Une digestion Kjeldahl a permis de mesurer la teneur en azote totale (Rutherford *et al.* 2008), la teneur totale en C organique a été obtenue par perte au feu (485°C pendant 12h) (Giroux et Audesse 2004) et la quantification des macroéléments (P, K, Ca, Mg) et des microéléments (Al, Mn, Cu, Zn, B, Fe) a été effectuée par la méthode d'extraction Mehlich 3 (Carter et Gregorich 2008). De plus, la saturation en base (S.B.), la capacité d'échange cationique (C.É.C.), le pH, le ratio C/N et le pourcentage de matière organique ont aussi été quantifiés. La densité apparente a été calculée par l'extraction d'échantillons de sol à l'aide d'une sonde volumétrique de 255 cm³. Cinq échantillons par parcelle ont été récoltés selon un transect dans le sens de la pente entre les rangées d'arbres. Ces derniers ont été pesés avant et après leur passage dans l'étuve (Carter et Gregorich 2008). Les stocks à l'hectare du C ont ensuite été calculés pour les 15 premiers centimètres (en assumant que la densité du sol était semblable entre 0-15 et 0-20 de profondeur) de sol en utilisant l'équation 2 :

$$St = \frac{(H \times ha \times D) \times [X]}{1\,000\,000\,000} \quad (2)$$

St : stocks à l'hectare de l'élément (t ha⁻¹),

H : épaisseur de l'horizon de sol (15 cm),

ha : un hectare (cm²),

D : densité apparente de l'horizon (g·cm⁻³),

[X] : concentration en éléments dans l'horizon de sol (mg·g⁻¹) sur une base anhydre ;

1 000 000 000 : facteur de conversion de mg ha⁻¹ en t ha⁻¹.

Afin de déterminer l'activité microbiologique du sol, le taux de décomposition de la litière du sol a été évalué. Pour mesurer ce paramètre, la méthode « litterbag » (Beyaert et Fox 2007) a été utilisée avec des feuilles d'aulnes, afin de ne pas endommager la plantation à l'étude. Ces feuilles provenaient d'une autre plantation sur le même parc à résidus qui était voué à la destruction. 2,5 g équivalent (eq.) sec de feuilles d'aulnes ont été insérés dans les pochettes. Les pochettes de 10x10 cm étaient constituées de moustiquaire en fibre de verre avec des mailles de 1 mm. Quatre pochettes par parcelle ont été mises en place le 14 août 2017. Elles ont été enfouies dans les premiers centimètres de sol (3 à 5 cm) dans le milieu des parcelles à 1,5 mètre de distance les unes des autres sur une même ligne, perpendiculaire à la pente. Par la suite, une pochette par parcelle a été retirée aux dates suivantes : septembre 2017 (un mois après), octobre 2017 (deux mois après), juin 2018 (10 mois après) et août 2018 (12 mois après), suivant la date d'installation. Les pochettes récoltées ont été maintenues congelées jusqu'au nettoyage à l'eau des feuilles contenues dans les pochettes. Nettoyées des débris de terre et des racines, les feuilles ont ensuite subi un passage à l'étuve à 65°C jusqu'à masse constante. Le rapport entre la masse sèche équivalente mise en terre et la masse sèche obtenue après incubation dans le sol a permis de déterminer la masse décomposée dans le sol et ainsi donné une indication sur la décomposition de la litière selon les parcelles grâce à l'équation 3:

$$\%Td = \frac{Md \times 100}{Mi} \quad (3)$$

%Td : taux de décomposition (%),

Md : masse sèche décomposée lors de l'incubation dans le sol (g),

Mi : masse sèche initiale (g).

Un autre indicateur de l'activité microbiologique du sol a également été évalué, soit les stocks de glomaline par une méthode de colorimétrie (Wright et Upadhyaya 1999; Reyna et Wall 2014). Un échantillon composites de sol (cinq sous-échantillons en suivant la pente) a été prélevé en août avec une sonde volumétrique de 15 cm (255 cm³), puis tamisé à 2 mm. Un sous-échantillon, après un passage à l'étuve, a permis d'obtenir le pourcentage d'humidité. 1 g eq sec de sol tamisé a ensuite subi deux types d'extraction : glomaline facilement extractible (*easy extratable glomalin*, EEG), qui a été réalisée une fois, et glomaline totalement extractible (*total glomalin*, TG), qui a été réalisée trois fois afin d'obtenir une extraction totale efficace. Les échantillons mélangés à l'acide citrique (20 mM, pH 7 pour l'EEG et 50 mM, pH 8 pour la TG) ont subi plusieurs cycles à l'autoclave suivis de centrifugation, permettant de récolter le surnageant (voir Wright et Upadhyaya 1999 pour plus de détails). Il est à noter que pour les deux types d'extractions, les échantillons ont été centrifugés à 5 000 g.

Par la suite, la quantification de la glomaline a été réalisée avec la technique BCA (avec la protéine de référence BSA à 2 mg ml⁻¹) qui a permis d'analyser la fluorescence émise par les échantillons (Reyna et Wall 2014 pour plus de détails). L'absorbance calculée au spectrophotomètre croît en fonction de la concentration de la protéine (Jorge-Araújo *et al.* 2015). Cette technique a alors permis d'évaluer la concentration en glomaline de chaque échantillon (en triplicatas) grâce à une droite obtenue entre les valeurs d'absorbance et la concentration en BSA. Les valeurs obtenues pour l'extraction EEG et l'extraction TG ont été cumulées afin d'obtenir le contenu total en glomaline dans le sol. La concentration en glomaline a finalement été calculée avec l'équation de la droite obtenue (4) puis standardisée en mg de protéines par gramme de sol sec, puis en stock à l'hectare à l'aide de l'équation 2.

$$G = (0,0024 * \text{abs}^2 + 0,0142 * \text{abs} - 0,0014) \times \frac{8 \text{ ml}}{0,025 \text{ ml}} \quad (4)$$

G : quantité de glomaline (mg/g sec),
 abs : valeur d'absorbance obtenue (abs),
 ml : millilitre.

Analyses statistiques

Le dispositif présente une structure en blocs complets et en tiroirs (split-plot). Afin de déterminer l'interaction et l'effet significatif des divers facteurs sur les variables étudiées, une analyse de variance de type ANOVA a été effectuée avec le logiciel JMP13 (SAS Institute, Cary, Caroline du Nord, USA). Plus précisément, la procédure du maximum de vraisemblance restreint (REML) a été utilisée car c'est un modèle mixte qui comprend à la fois des effets fixes et aléatoires. Autant pour les analyses édaphiques que sur les plants, les facteurs pris en considération dans l'analyse seront les mêmes, c'est-à-dire bloc (aléatoire) ainsi que BP et aménagement d'espèce (fixes).

Le nombre d'unités expérimentales varie en fonction du paramètre utilisé : survie et croissance = 32 u.e., masse sèche = 24 u.e. et sols = 40 u.e. De plus, le nombre d'unités d'échantillonnages varie en raison du nombre d'arbres échantillonnés (survie = 50 ou 60/u.e., croissance = 10 ou 12/u.e. et masse sèche = 2 ou 1/u.e. sans les parcelles mixtes) ou le nombre d'échantillons de sol composites (1/u.e.). Lorsqu'un facteur ou une interaction entre deux facteurs dans l'ANOVA était significatif (avec un $\alpha = 0,1$, en raison du caractère exploratoire derrière les phénomènes biologiques et physicochimiques étudiés), un test de comparaison de moyennes multiples (t de *Student*) a été effectué pour identifier d'où proviennent les différences significatives entre les combinaisons de traitements. Dans ce dernier cas, un seuil plus sévère de $\alpha = 0,05$ a été utilisé afin de se protéger contre les risques associés à l'erreur de type I (Zar 1999). L'homogénéité de la variance a été évaluée par l'analyse visuelle des résidus (Devore et Peck 1994), la transformation log naturel a été utilisée lorsque nécessaire et pour les taux de survie des arbres, les données ont été transformées en $\sin^{-1}(\sqrt{Y})$ (Quinn et Keough 2002).

Résultats

Survie des arbres

L'apport de BP n'a pas eu d'effet sur la survie des plants. Le pourcentage de survie des bouleaux présente des valeurs significativement plus faibles par rapport aux autres espèces (figure 4). En effet, le mélèze et le pin rouge ont obtenu un taux de survie deux fois plus élevé que celui du bouleau à papier. De plus, les taux de survie des arbres dans les plantations mixtes (BOP-M, MEL-M et PIR-M) présentent des valeurs similaires à celles enregistrées pour les plantations monospécifiques (figure 4).

Tableau 2. Analyses de variance (ANOVA) des résultats après cinq (5) années pour la survie (%), la croissance totale en hauteur (cm) et en diamètre à la base (cm), la croissance relative en hauteur (cm an⁻¹) et en diamètre (mm an⁻¹) des arbres.

Source	Dl	Survie		Hauteur totale		Diamètre à la base		Croissance relative en hauteur		Croissance relative en diamètre	
		Dld	p	Dld	p	Dld	p	Dld	p	Dld	p
BP	1	3	0,105	3,08	0,045	2,93	0,177	3,72	0,895	3,18	0,876
AE	5	15	0,0002	15,32	0,004	14,12	0,012	11,14	0,002	13,62	0,115
BP*AE	5	15	0,300	16,18	0,015	15,06	0,071	20,26	0,362	13,68	0,357

BP = avec et sans biosolides de papetière. AE = aménagement d'espèce soit : bouleau, mélèze et pin en plantation pure et en plantation mixte. Dl = degré de liberté ; Dld = degré de liberté du dénominateur.

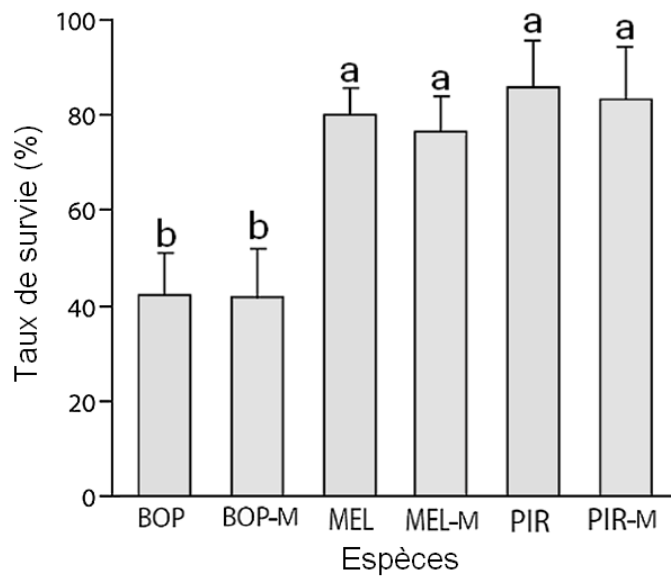


Figure 4. Survie (\pm ES) du bouleau à papier (BOP), du mélèze laricin (MEL), du pin rouge (PIR) ainsi que du mélange mixte représenté par BOP-M, MEL-M et PIR-M respectivement, après la 5^e saison de croissance dans des résidus miniers avec et sans amendement de biosolides de papeteries (n=8). Les lettres différentes au-dessus des barres indiquent des différences significatives entre les moyennes ($\alpha=0,05$, test de *Student*).

Croissance des arbres

L'application de BP a significativement augmenté la hauteur totale de la tige des bouleaux en plantation mixte (+67%), des bouleaux en plantation monospécifique (+59%) et des mélèzes (+60%), par rapport aux parcelles n'ayant pas reçu de BP (tableau 2, figure 5a) avec des hauteurs maximales de 355 et 309 cm, respectivement. Parmi toutes les parcelles sans application de BP, la hauteur totale du mélèze en plantation mixte est significativement supérieure (+69% en moyenne) à celle des autres espèces plantées (figure 5a) avec une hauteur maximale de 317 cm comparativement à 216 et 169 cm pour le bouleau et le pin, respectivement. De plus, il a aussi obtenu la hauteur minimale la plus élevée (107 cm) de toutes les autres espèces d'arbres échantillonnés. Le pin rouge sans application de BP a montré une hauteur totale de la

tige significativement plus faible (hauteur maximale de 192 cm) que celle des autres espèces, sauf les bouleaux, autant en plantation mixte qu'en plantation monospécifique (figure 5a). De manière générale, l'application de BP a augmenté significativement de 40% la hauteur totale des arbres (tableau 2, figure 5a).

En présence de BP, le diamètre à la base de la tige ne diffère pas d'une espèce plantée à l'autre (tableau 2, figure 5b). Pour une même espèce, une augmentation du diamètre par l'application de BP était significative pour le bouleau en plantation mixte (+74%), le bouleau en plantation monospécifique (+91%) et le mélèze en plantation monospécifique (+24%) (valeurs maximales de 78, 54, 50 mm, soit les valeurs les plus élevées de tous les diamètres échantillonnés), respectivement, par rapport aux arbres dans les parcelles sans BP (figure 5b). Les espèces d'arbres en plantation monospécifique comme en plantation mixte ont obtenu des résultats similaires dans leur réponse à l'application de BP, à l'exception des mélèzes en plantation mixte qui possédaient un diamètre à la base 39% plus élevé par rapport aux mélèzes en plantation monospécifique en situation sans BP appliqués (figure 5b).

Les mélèzes et les pins rouges ont montré une croissance relative en hauteur 78% plus élevée que celle des bouleaux, indépendamment de l'application ou pas de BP (tableau 2, figure 5c). Pour les parcelles mixtes, les mélèzes ont montré une croissance relative plus élevée comparativement aux bouleaux et aux pins rouges (+21 et +194%, respectivement), mais restaient similaires aux mélèzes en situation monospécifique. La croissance relative en diamètre n'a pas montré de différence significative en fonction des facteurs testés (tableau 2).

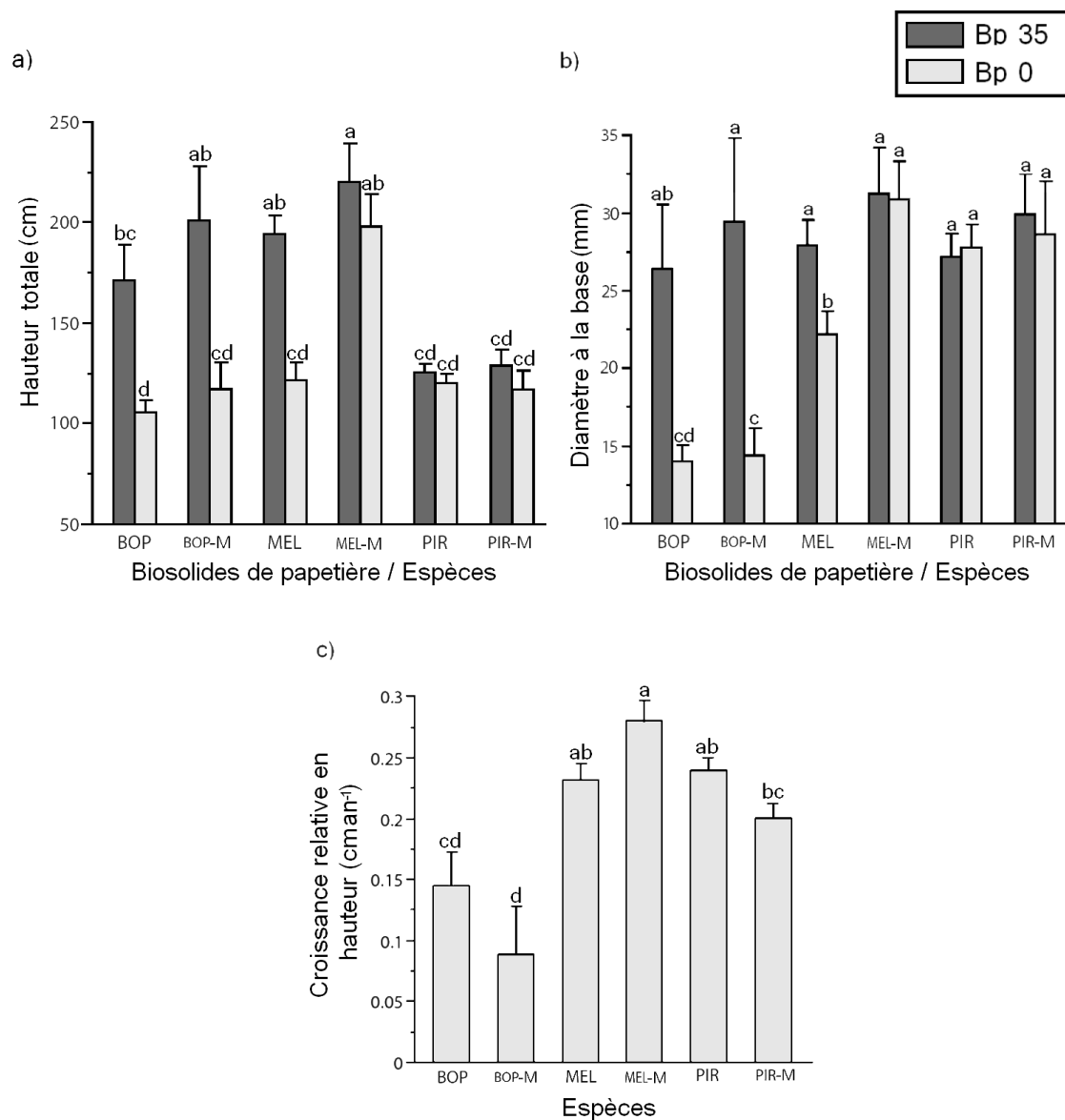


Figure 5. Moyenne (\pm ES) de la hauteur totale de la tige (a), en diamètre à la base de la tige (b) et de la croissance relative en hauteur (c) du bouleau à papier (BOP), du mélèze laricin (MEL), du pin rouge (PIR) ainsi que du mélange mixte représenté par BOP-M, MEL-M et PIR-M, respectivement, après la 5^e saison de croissance dans des résidus miniers avec (Bp 35 t ha⁻¹) et sans (Bp 0 t ha⁻¹) amendement de biosolides de papetières (a et b : n = 40 et c : n = 80). Les lettres différentes au-dessus des barres indiquent des différences significatives entre les moyennes ($\alpha = 0,05$, test de *Student*).

Masse sèche des arbres

Les mélèzes et les pins rouges avaient, respectivement, une masse sèche totale 99% et 109% plus élevée que celle des bouleaux à papier, et ce, indépendamment de l'amendement appliqué (tableau 3, figure 6). Les résultats de masse sèche aérienne vont dans le même sens, avec les mélèzes et les pins rouges montrant des masses sèches aériennes moyennes 89% et 81% plus élevées que celles des bouleaux (figure 6). Le bouleau présentait d'ailleurs les données maximale et minimale les plus divergentes par rapport aux autres espèces soit de 1908,2 et 3,46 g, respectivement. En termes de C séquestré à l'hectare au total le bouleau, le mélèze et le pin obtiennent 412, 781 et 745 kg C ha⁻¹, respectivement, pour 2250 tige ha⁻¹.

Tableau 3. Résultats des analyses de variance (ANOVA) pour la masse sèche totale, aérienne et racinaire (g sec), des diverses espèces plantées sur le dispositif du parc à résidus miniers cinq ans après l'amendement ou non de biosolides de papetières.

Source	Dl	Masse sèche totale		Masse sèche aérienne		Masse sèche racinaire	
		Dld	<i>p</i>	Dld	<i>p</i>	Dld	<i>p</i>
BP	1	2,14	0,315	2,49	0,264	1,02	0,196
AE	2	6,17	0,048	5,75	0,017	6,09	0,332
BP*AE	2	5,08	0,876	6,08	0,197	4,27	0,808

BP = avec et sans biosolides de papetière. AE = aménagement d'espèce soit : bouleau, mélèze et pin en plantation pure. Dl = degré de liberté ; Dld = degré de liberté du dénominateur.

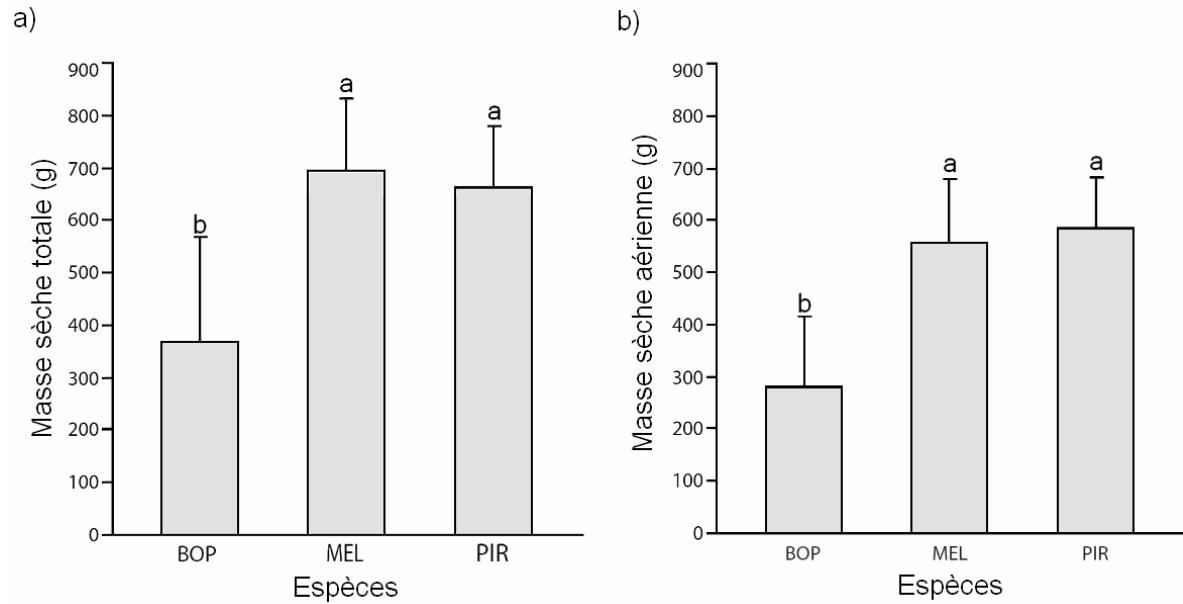


Figure 6. Moyenne (\pm ES) de la masse sèche totale (a) et aérienne (b) des bouleaux blancs (BOP), des mélèzes laricins (MEL), des pins rouges (PIR), après la 5^e saison de croissance dans des résidus miniers avec et sans amendement de biosolides de papetières (a : $n = 16$ et b : $n = 8$). Les lettres différentes au-dessus des barres indiquent des différences significatives entre les moyennes ($\alpha = 0,05$, test de *Student*).

Variables édaphiques

La densité apparente des sols a varié significativement d'une espèce d'arbre planté à l'autre, et ce, d'une manière davantage marquée en plantation mixte (tableau 4, figure 7). La densité apparente du sol des parcelles de plantation mixte a diminué de 12% et de 10% par rapport aux plantations de mélèzes et aux parcelles de trèfles, respectivement (figure 7). Le ratio carbone/azote et le contenu en matière organique du sol (tableau 4) ne montrent pas de différence significative en fonction des facteurs testés. De plus, l'ANOVA des autres paramètres physicochimiques du sol n'a non plus montré aucune différence significative (voir les tableaux A-2 et A-3 en annexe). Par contre les analyses réalisées en laboratoire ont montré que le %MO, la CEC et la SB obtenaient des résultats dans les normes agricoles, le sol était pauvre en N, P, B, Al et riche en Cu, Zn, Mn, Mg et Ca selon ces mêmes normes (AgroEnviroLab, La Pocatière, QC).

Tableau 4. Résultats des analyses de variance (ANOVA) pour la densité apparente, le ratio carbone/azote (C/ N), le contenu en matière organique (MO), les stocks de carbone (Stock C) et les stocks en glomaline du sol du dispositif du parc à résidus miniers, cinq ans après l'amendement ou non de biosolides de papetières.

Source	DI	Dld	Densité apparente	M.O.	C/N	Stock C	Stock de glomaline
			<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>
BP	1	3	0,228	0,530	0,464	0,329	0,686
AE	4	12	0,077	0,873	0,911	0,070	0,382
BP*AE	4	12	0,630	0,977	0,938	0,383	0,063

BP = avec et sans biosolides de papetières. AE = aménagement d'espèce soit : bouleau, mélèze et pin en plantation pure et en plantation mixte et sans plantation d'arbre. DI = degré de liberté ; Dld = degré de liberté du dénominateur.

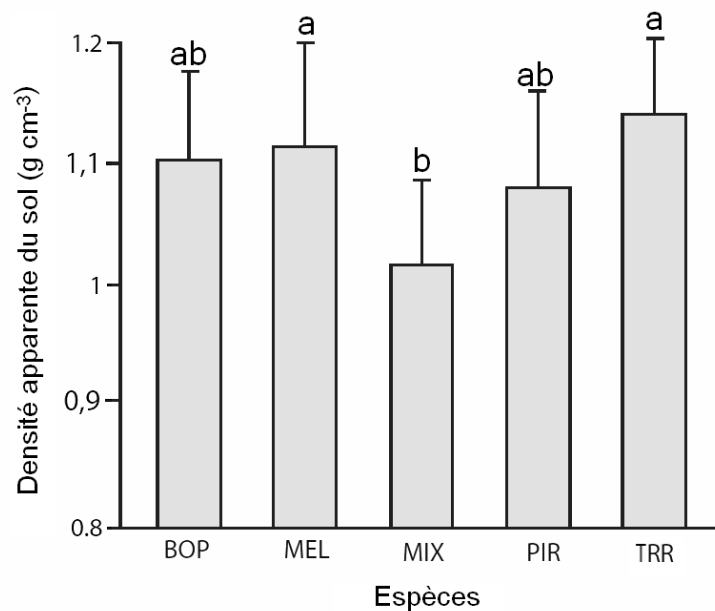


Figure 7. Moyenne (\pm ES) de la densité apparente du sol du parc à résidus miniers cinq ans après l'application des amendements selon les plantations de bouleaux blancs (BOP), de mélèzes laricins (MEL), mixtes (MIX), de pins rouges (PIR) et de trèfle rouge (TRR), respectivement ($n = 8$). Les lettres différentes au-dessus des barres indiquent des différences significatives entre les moyennes ($\alpha = 0,05$, test de *Student*).

Les stocks de C contenus dans les sols miniers ont varié significativement entre les espèces d'arbres plantés (tableau 4, figure 8), notamment dans les parcelles de plantation mixte où il est possible de constater une diminution des stocks de C dans le sol de 16% et de 11%, par rapport aux parcelles de trèfles et de mélèzes, respectivement (figure 8).

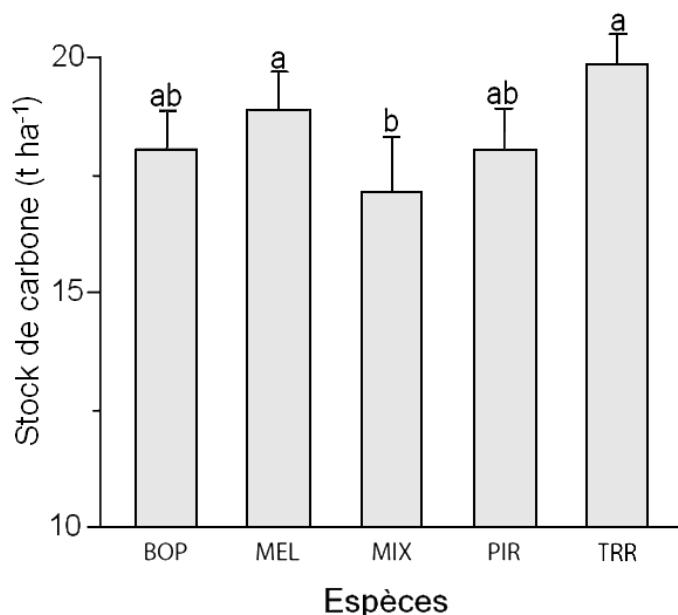


Figure 8. Moyenne (\pm ES) des stocks de carbone du sol du parc à résidus miniers cinq ans après l'application des amendements selon les plantations de bouleaux blancs (BOP), de mélèzes laricins (MEL), mixtes (MIX), de pins rouges (PIR) et de trèfles rouges (TRR) ($n = 8$). Les lettres différentes au-dessus des barres indiquent des différences significatives entre les moyennes ($\alpha = 0,05$, test de *Student*).

L'interaction significative entre l'application de BP et l'espèce d'arbre plantée a montré qu'en présence de BP, les stocks de glomaline n'ont pas varié en fonction des espèces plantées, alors qu'en absence de BP, les parcelles de plantation mixte ont significativement plus de stock de glomaline que les parcelles de bouleaux (+49%), de mélèzes (+60%), de pins rouges (+46%) et de trèfles (+50%) (tableau 4, figure 9).

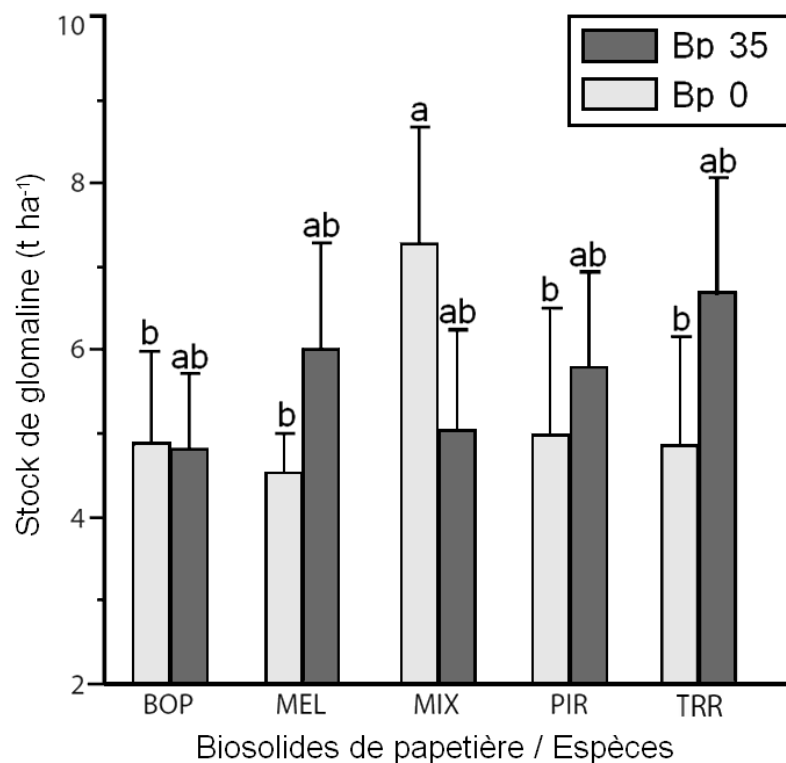


Figure 9. Moyenne (\pm ES) des stocks de glomaline extraite dans le sol du parc à résidus miniers cinq ans après l'application des traitements (avec (Bp 35 t ha⁻¹) et sans (Bp 0 t ha⁻¹) de biosolides de papetières) et selon les plantations de bouleaux blancs (BOP), de mélèzes laricins (MEL), mixtes (MIX), de pins rouges (PIR) et de trèfles rouges (TRR) (n = 4). Les lettres différentes au-dessus des barres indiquent des différences significatives entre les moyennes ($\alpha=0,05$, test de *Student*).

Décomposition de la litière du sol

La décomposition des pochettes de litière enfouies dans les sols avec application de BP a été significativement supérieure à celle sans l'application de BP, avec des taux de décomposition supérieurs de 10, de 39 et de 29% aux temps 2, 10 et 12, respectivement (tableau 5 figure 10).

Tableau 5. Résultats des analyses de variance (ANOVA) de la décomposition de la litière du sol après un mois, deux mois, 10 mois et 12 mois, après la mise en terre des pochettes de litière, dans le dispositif du parc à résidus miniers cinq ans après l'amendement ou non de biosolides de papetières.

Source	Dl	Dld	Décomposition litière			
			1 mois	2 mois	10 mois	12 mois
			<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>
BP	1	3	0,553	<0,0001	0,030	0,053
AE	4	12	0,752	0,721	0,150	0,324
BP*AE	4	12	0,972	0,383	0,283	0,177

BP = avec et sans biosolides de papetières. AE = aménagement d'espèce soit : bouleau, mélèze et pin en plantation pure et en plantation mixte et sans plantation d'arbre. Dl = degré de liberté ; Dld = degré de liberté du dénominateur.

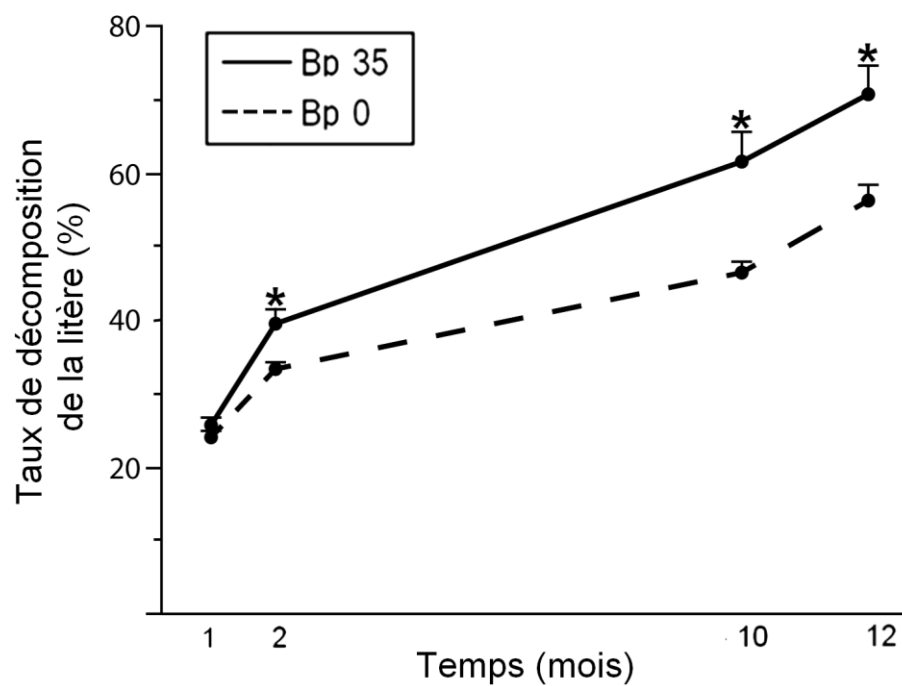


Figure 10. Moyenne (\pm ES) du taux de décomposition de la litière des feuilles d’aulnes dans les pochettes enfouies dans le sol du parc à résidus miniers, pendant un mois, deux mois, 10 mois et 12 mois, cinq ans après l’application des traitements (sans (Bp 0 t ha⁻¹) et avec amendement (Bp 35 t ha⁻¹) de biosolides de papetières (n = 20). Les étoiles au-dessus des barres indiquent des différences significatives entre les moyennes ($\alpha = 0,05$, test de *Student*).

Discussion

Survie et croissance des arbres plantés

De façon générale, le pin rouge et le mélèze ont présenté des taux de survie supérieurs au bouleau à papier. Le pin rouge et le mélèze sont des arbres reconnus pour leur tolérance face aux conditions de croissance sub-optimales que représentent les résidus miniers (Becker *et al.* 1987; Guittonny-Larcheveque et Pednault 2016; Publication Qc 2014; Srinivasan *et al.* 1999; Young *et al.* 2013). Les taux de survie obtenus — pour le mélèze et le pin — sur le dispositif sont similaires à ceux obtenus dans les plantations en forêts et aussi sur les parcs miniers, c'est-à-dire environ 90% de survie (Gagnon 2016; Guittonny-Larcheveque et Pednault 2016). Les résultats ont aussi montré qu'il n'y a pas d'effet significatif des conditions en plantation mixte comparativement aux plantations monospécifiques quant à la survie des arbres, l'une des rares variables mesurées s'avérant insensible à la mixité des espèces plantées. La faible survie des bouleaux indique que cette essence ne semble pas être suffisamment tolérante aux conditions des parcs à résidus. Toutefois, la faible performance du taux de survie du bouleau ne peut pas à elle seule être attribuée aux conditions difficiles du parc de Niobec. En effet, même en forêt, le bouleau en plantation a tendance à obtenir des taux de survie inférieurs à 80% puisque les semis ne tolèrent pas bien le gel lors du premier hiver (Walle *et al.* 2007). Il est également à noter que des études ont montré une plus grande performance du bouleau avec l'inoculation de mycorhizes, ce qui pourrait être éventuellement testé sur le site à résidus de Niobec (Harris et Jurgensen 1977; Ostash *et al.* 2014; Walker *et al.* 2004).

Il n'y a pas d'évidence que l'application de BP sur le parc à résidus augmente la survie des arbres. Cela peut être premièrement attribuable au fait que l'humus forestier incorporé aux résidus de la mine au départ soit suffisant pour soutenir la survie des arbres malgré les conditions difficiles présentes sur le parc. De plus, la faible dose de BP amendée sur le parc et leur action lente dans le temps pourraient expliquer ces résultats (Zhou *et al.* 2015). En effet, une étude antérieure effectuée sur le parc à résidus de la mine a montré une absence d'impact des BP sur la survie des arbres après la première année de croissance (Gagnon 2016).

Les BP ont agi positivement sur la croissance des arbres, notamment le bouleau et le mélèze, dans les années antérieures à l'étude, par des paramètres qui n'ont pas pu alors être évalués. Plusieurs études ont trouvé que les BP sont reconnus pour favoriser la capacité de rétention d'eau, ce qui permettrait la formation d'une réserve d'eau utile, un paramètre important pour la croissance des arbres (Gardner *et al.* 2010; Larney et Angers 2012; Price et Voroney 2007; Sampson et Allen 1999; Schenk 2008; Yilmaz *et al.* 2018; Zhou *et al.* 2015). En effet l'étude de Jackson *et al.* (2000) montre une augmentation significative de la croissance de 40 à 60% avec l'application de BP sur des parcs miniers. Ils ont statué que les BP augmentaient la libération de l'azote soluble et réduisaient le stress hydrique, ce qui se répercute directement sur la croissance des arbres (Jackson *et al.* 2000). Ces hypothèses pourraient expliquer les résultats obtenus lors de cette étude.

En dehors de l'action des BP, les résultats de croissance obtenus ont permis d'identifier les espèces les plus performantes. Le mélèze et le bouleau, des espèces à croissance rapide, ont obtenu des hauteurs semblables à celles obtenues dans des plantations en forêt (Smith *et al.* 1991). Des arbres plus hauts peuvent représenter généralement des puits de C et des haies brise-vent plus efficaces (Brandle *et al.* 2004; Cornelis and Gabriels 2005). Les haies sont d'excellents moyens pour réduire la vitesse du vent et ainsi diminuer les poussières aéroportées, problème majeur sur les parcs à résidus (Blight 2008; Li 2006; Tordoff *et al.* 2000). Quant à lui, malgré sa hauteur moins élevée, le pin obtient de meilleurs résultats après cinq ans de croissance qu'en plantation en forêt, témoignant de sa grande capacité d'adaptation (Meagher *et al.* 1998; Major *et al.* 2009)

Le mélèze semble profiter de la mixité, résultat notamment observable sans apport de BP. Le mélèze est connu pour sa compétitivité en milieu ouvert et son intolérance à l'ombre (Ministère des Ressources naturelles 2013). Ces résultats peuvent être attribuables à une facilitation par le pin rouge et le bouleau au bénéfice du mélèze. En effet, certaines études ont même avancé qu'en plantation mixte, il existe certaines combinaisons d'espèces dans lesquelles une espèce peut bénéficier directement de la

présence des autres via, entre autres facteurs, des exsudats racinaires (Rice 1984 ; Keltly 1992; Nichols *et al.* 2006; Piotto 2008).

Sur la base des résultats obtenus quant à la masse sèche des arbres qui étaient utilisés pour calculer la biomasse des arbres, le mélèze et le pin rouge sont à mettre en priorité en termes de séquestration du C sur un parc à résidus, en vue de générer éventuellement des crédits compensatoires sur les marchés du C. Une plus grande biomasse indique une plus grande séquestration de C. La biomasse sèche d'un arbre en forêt boréale est constituée d'environ 50% de C (Boucher *et al.* 2019; IPCC 2003; Sedjo et Sohngen 2012). De façon générale le mélèze et le pin rouge possédaient une biomasse dans la normale pour leur âge comparativement à celle obtenue en forêt naturelle (Bond-Lamberty *et al.* 2002), ce qui est prometteur en terme de futurs puits de C. Par contre, les résultats observés pour le stockage attribuable à la biomasse des arbres après cinq ans ne nous permettent pas encore de constater de grandes différences de stocks de C entre les parcelles avec et sans apport de BP, contrairement à ce qui était rapporté dans littérature, par exemple l'étude de Fierro *et al.* (1999) où l'application de BP avait doublé la biomasse des arbres après deux ans. Il serait donc intéressant de suivre l'évolution de ce stockage dans la biomasse après plusieurs années, puisque c'est dans ce réservoir que l'on peut s'attendre au plus haut niveau de stockage de C à long terme sur ces sites reboisés (Gaboury *et al.* 2009).

La survie et la croissance générale du bouleau permettent d'affirmer que cette espèce ne semble pas acclimatée aux conditions du parc. Les études en serres réalisées par Ingestad (1979) et McDonald *et al.* (1986) ont trouvé une relation entre la fertilité du sol et le taux de croissance de jeunes plants de bouleau. Kuznetsova *et al.* (2010) ont observé que le bouleau possédait une croissance et une survie inférieures à la suite d'une comparaison entre différentes espèces d'arbres (aulne, pin et bouleau) plantés sur un sol minier. Les résultats de la présente étude ainsi que ceux de la littérature suggèrent donc que le bouleau semble avoir besoin de plus de nutriments pour pousser, ce qui peut aussi expliquer sa faible performance sur le présent parc à résidus miniers (Ministère des Ressources naturelles 2013; Publication Qc 2014). Il est à noter qu'un problème d'homogénéité de la qualité (hauteurs variables du lot de plants) des plants de bouleau a

été observé à la livraison des plants avant plantation. Il n'est pas exclu que ce problème ait pu influencer une évaluation adéquate de l'évolution des plants de bouleau à papier.

Conditions édaphiques et dynamique du carbone des sols

Les densités apparentes du sol obtenues, montrant des valeurs plus faibles dans les plantations mixtes comparativement aux parcelles de trèfles, suggèrent que la présence de plusieurs espèces ligneuses au même endroit peut participer à une superposition plus forte des racines des différentes espèces d'arbres, comparativement aux conditions créées par un couvert d'herbacées (Kuznetsova *et al.* 2014; Schenk 2008). En effet, le pin rouge, le bouleau et le mélèze ont des types d'enracinement différents (Kuznetsova *et al.* 2014; Strong et La Roi 1983). Le pin rouge s'enracine plus profondément et le bouleau plus superficiellement, ce qui peut expliquer cette différence par rapport aux parcelles de trèfles, aux racines plus fines et moins importantes que chez les arbres (Bond-Lamberty *et al.* 2002; Kuznetsova *et al.* 2014; Publication Qc 2014; Strong et La Roi 1983). Une densité apparente plus faible du sol permet aussi un développement plus efficace des racines et donc un accès facilité aux éléments nutritifs (Sheoran *et al.* 2010b). Ce processus pourrait donc être favorable pour soutenir des espèces ligneuses sur un parc à résidus où la densité du sol est relativement élevée (Tordoff *et al.* 2000).

Les indicateurs de la fertilité du sol semblent ne pas soutenir l'hypothèse voulant que les biosolides, couplés à la présence des arbres, augmenteraient la fertilité du sol après cinq ans. Il en était de même pour l'effet des BP sur le contenu en C (figure A-2). Il semble que les BP n'ont pas d'effet mesurable au-delà de cinq ans sur ces paramètres (Gardner *et al.* 2010; Larney et Angers 2012; Price et Voroney 2007). Une majorité d'études montrent que dans les premières années d'application de MRF sur les parcs à résidus miniers, la quantité de matière organique du sol et le contenu de C du sol augmentent selon la dose appliquée, et ce, de façon linéaire à la quantité de M.O. ajoutée (Asensio *et al.* 2014; Diacono et Montemurro 2010). Les résultats obtenus dans le cadre de cette étude ne supportent pas cette hypothèse, mais la plupart de ces études ont été

réalisées en comparaison avec un sol minier brut, or les sols du dispositif actuel ont reçu de l'humus forestier comme scénario de référence, et ce, à la grandeur du parc (Asensio *et al.* 2014; Diacono et Montemurro 2010; Gagnon et Ziadi 2012; Kuzyakov 2002). Les résultats du sol auraient pu être plus contrastants en absence d'humus. L'humus forestier est reconnu dans plusieurs études comme une pratique adéquate pour l'implantation d'un couvert végétal à court terme sur les parcs miniers (Sheoran *et al.* 2010; Schnürer *et al.* 1985; Brady et Weil 1996; Showalter *et al.* 2010). Il permet principalement un apport disponible de MO en plus de la rétention d'eau dans le sol (Brady et Weil 1996; Showalter *et al.* 2010). Généralement, le contenu en nutriment du sol était pauvre en N et en P, des nutriments essentiels pour la croissance des arbres, par contre pour l'ensemble du dispositif, les paramètres physicochimiques (CEC SB et %MO) étaient acceptables selon les normes agricoles, témoignant de l'effet des applications antérieures d'humus (Sheoran *et al.* 2010; AgroEnviroLab, La Pocatière, QC).

Une hypothèse possible qui pourrait expliquer la disparition des nutriments du système serait le *priming effect* des biosolides, qui accélère l'action des microorganismes qui vont alors minéraliser et métaboliser très rapidement les nutriments et la matière organique déjà présents sur le site (3%), apportée par l'application antérieure de l'humus. Cette MO était indisponible aux microorganismes et aux végétaux, mais l'application des BP aurait permis alors l'accès à sa décomposition (Fontaine *et al.* 2011; Kuzyakov 2002; Torri *et al.* 2014). L'accélération de la minéralisation aurait permis un apport rapide de nutriments. Cependant, cette augmentation génère une assimilation accrue de ces nutriments par un nombre plus grand de plantes, ce qui a possiblement diminué la concentration de certains dans le sol (Gardner *et al.* 2010; Kuzyakov 2002). L'accélération de l'activité microbienne aurait alors peut-être épuisé une grande partie des nutriments et de la M.O. présents dans les biosolides et, à long terme, les effets se répercuteraient par une absence d'effet des BP sur ces paramètres du sol (dont les stocks de C). Cette hypothèse semble être même corroborée par les résultats de la décomposition de la litière du sol (Fontaine *et al.* 2011; Sedjo et Sohngen 2012; Torri *et al.* 2014). Malgré tout, cet effet possible des BP sur la fertilité et le stockage de C des sols observés après cinq ans reste à être validé sur le site à l'étude.

L'hypothèse de départ était que la présence des BP aurait augmenté les stocks de glomaline dans le sol en raison de ses caractéristiques intrinsèques. Par contre, les résultats obtenus restent relativement semblables entre les traitements. Principalement le contenu moyen en glomaline dans le sol du dispositif était très semblable aux résultats obtenus dans d'autres études sur la quantification de la glomaline en champs après l'ajout de matières résiduelles fertilisantes (c'est-à-dire entre 2 et 4 mg g⁻¹) (Rillig 2004; Xie *et al.* 2015; Zhang *et al.* 2014). Les résultats obtenus portent à penser que la glomaline est principalement produite par les champignons associés aux racines d'herbacées (Andrade *et al.* 2017), celles-ci étant présentes sur toutes les parcelles après cinq saisons estivales (observation personnelle). La glomaline, contrairement aux nutriments, est plus stable à long terme dans le sol et est un indicateur de la présence accrue de C séquestré dans le sol. En effet, Wang *et al.* (2015) et Zhang *et al.* (2017) ont trouvé qu'il y a environ de 30 à 50% de C présent dans la glomaline des 10 premiers centimètres de sol, mais que ce pourcentage est très variable d'un environnement à l'autre. Les herbacées sont reconnues pour faire des associations avec des mycorhizes arbusculaires (*Glomus* sp.), principaux créateurs de la glomaline (Andrade *et al.* 2017). De plus, selon les études comparatives de Treseder et Cross (2006) et de Treseder et Turner (2007), la glomaline tend à être 68 fois plus abondante dans les champs et les milieux ouverts que dans les forêts. Encore une fois, il se pourrait que l'application seule d'humus forestier soit suffisante pour ce paramètre, surtout en considérant la présence initiale de mycorhizes à l'intérieur de celui-ci (Sheoran et al 2010).

La plantation mixte sans apport de BP présente cependant des résultats supérieurs en stocks de glomaline, comparativement aux autres parcelles sans amendement. Davantage d'espèces et une plus grande compétition subséquente pour les nutriments disponibles dans le sol peuvent expliquer les stocks supérieurs obtenus. En effet, la teneur en glomaline dans le sol est corrélée avec l'abondance et la diversité des espèces présentes en plus du statut nutritif du sol (Knorr *et al.* 2003 ; Treseder et Turner 2007). Dans l'étude comparative des effets des plantations mixtes de Nichols *et al.* (2006), il est indiqué que les cultures mixtes ont plus de succès sur les sites pauvres que la plupart des peuplements monospécifiques. Cette optimisation pourrait provenir de la

richesse et de la compétition interspécifique des parcelles mixtes, tel que documenté dans la littérature (Kelty 1992; Nichols *et al.* 2006; Piotto 2008).

Outre son impact positif sur la croissance des arbres, l'augmentation de la décomposition de litière dans le sol s'est avérée la seule autre influence positive des BP à titre d'amendement organique de résidus miniers. Un taux de décomposition plus élevé indique donc une activité microbiologique plus importante dans les parcelles amendées. À titre d'explication plausible basée sur la littérature, les BP pourraient avoir augmenté la productivité de cet écosystème en permettant un apport en MO labiles et la rétention et la disponibilité de l'eau (Larney et Angers 2012). Les études portant sur l'application de différentes sources de matière organique (dont les BP) montrent en effet une influence positive de la MO sur l'activité enzymatique et sur la biodiversité du sol en général, et ce, de façon linéaire avec la dose appliquée, ce qui soutient leur effet direct sur ces paramètres (Gardner *et al.* 2010; Larney et Angers 2012). L'augmentation de la décomposition obtenue dans la présente étude semble corroborer certains résultats du sol, où les microorganismes auraient métabolisé la matière organique et les autres éléments, notamment en raison du *priming effect*, comme l'ont avancé Kuzyakov (2002) et Sedjo et Sohngen (2012).

Il est aussi à prendre en considération les problèmes d'enfouissement présents sur le site, qui peuvent aussi expliquer les résultats semblables obtenus pour toutes les caractéristiques du sol malgré l'application de BP. En effet, par le vent, les résidus fins se sont accumulés sur la surface des parcelles au fil des années et cette accumulation peut atteindre entre 5 et 15 cm par-dessus le sol (observations personnelles). Il est donc possible que les échantillons récoltés n'aient atteint qu'en partie la couche appliquée de BP il y a cinq ans.

Conclusion

La présente étude avait pour objectif d'identifier le meilleur scénario d'aménagement pour une mise en végétation avec un couvert ligneux, et ce, en déterminant le potentiel de valorisation des BP mixtes comme amendement organique dans le cadre de plantations d'arbres sur un parc de résidus miniers fins. Essentiellement, les résultats après cinq ans de croissance montrent que l'application de BP a augmenté la hauteur et le diamètre des arbres ainsi que la décomposition de la litière dans le sol, corroborant ainsi les hypothèses de recherches initialement attachées. En dehors de ces deux paramètres, les BP n'ont pas eu d'effet significatif sur les autres variables étudiées telles que les teneurs en éléments nutritifs du sol, les stocks de C dans les sols et dans les biomasses des arbres. Finalement, contrairement aux hypothèses de recherche, les ajouts de BP n'ont pas significativement influencé la survie des arbres plantés, et ce, autant pour les plantations monospécifiques que pour les plantations mixtes. Il semble donc qu'à elle seule, l'utilisation d'humus forestier testé dans le scénario de référence de la mine soit une option qui permette de supporter la croissance des arbres, mais que l'application de BP améliore néanmoins cette croissance et représenterait donc un ajout intéressant pour aider au reboisement du site de la mine Niobec.

Les stocks de C et de glomaline dans le sol présentent des résultats plus nuancés. En effet, les traitements n'ont pas eu d'effet après cinq ans sur le C du sol ni sur la glomaline (à l'exception des parcelles mixtes sans BP). La fertilité du sol et la décomposition de la litière, couplées à la présence des herbacées dans l'ensemble du dispositif, peuvent expliquer ces résultats difficiles à interpréter. Il serait essentiel d'évaluer l'impact des herbacées sur ces paramètres du sol, en plus de mesurer leur abondance et leur diversité.

En ce qui concerne les hypothèses secondaires, le mélèze, en comparaison avec le bouleau et le pin, s'avère la meilleure espèce pour la plantation d'espèces ligneuses sur le parc à résidus miniers de la mine Niobec. En effet, la survie et la croissance du mélèze offrent un potentiel non négligeable quant à la séquestration du C (Harper *et al.* 2014), tout en lui conférant des qualités potentielles de coupe-vent, qualités essentielles

sur les parcs à résidus sensibles à l'érosion éolienne (Meza-Figueroa *et al.* 2009; Publication Qc 2014). La future caractérisation des différentes espèces d'arbres en tant que haies brise-vent serait d'intérêt afin de voir leur impact réel quant à la diminution de l'érosion éolienne sur le parc de la mine Niobec. Le pin rouge s'est avéré aussi une bonne option de mise en végétation. Quant au bouleau à papier, il ne semble pas être acclimaté aux conditions du parc à résidus (faible survie et faible croissance) et ne représente donc pas un bon choix pour de futures mises en végétation. Par contre, les résultats actuels ne nous permettent pas d'observer de grande différence entre les traitements des BP quant au stockage à l'hectare de C dans la biomasse ligneuse. Il est alors essentiel de continuer le suivi de l'évolution du C stocké dans les prochaines années, voire les prochaines décennies. Les arbres étant encore jeunes, il semble encore trop tôt pour évaluer correctement ce paramètre.

En terminant, autant pour la croissance des arbres, la densité apparente du sol, que pour les stocks de glomaline du sol, il semble y avoir une facilitation pour le mélèze en plantation mixte. Les résultats obtenus pour les plantations mixtes corroborent l'hypothèse de départ sur ces dernières variables. Les résultats montrent clairement l'inutilité des BP lorsque les arbres sont plantés en systèmes mixtes. La plantation mixte sans ajout de BP représente donc le meilleur scénario d'aménagement pour le boisement du parc à résidus miniers de la mine Niobec, à Saint-Honoré. Ce constat mériterait toutefois davantage de recherches à long terme, sachant les effets significatifs des BP révélés par cette présente étude.

Références citées

- Akala VA et Lal R. 2000. Potential of mine land reclamation for soil organic carbon sequestration in ohio. *Land Degradation & Development*, 11 : 289-297.
- Andrade DJ, Weber OB, Crisóstomo LA, da Silva CF, Loiola MIB, Quaresma AS, Ferreira RNC, Pagano MC et Saggin Júnior JO. 2017. Incidence and diversity of arbuscular mycorrhizal fungi and successor herbaceous plants in an agro-system irrigated with produced water. *Symbiosis*, 71 : 223-232.
- Arbolino R, De Simone L, Carlucci F, Yigitcanlar T et Ioppolo G. 2018. Towards a sustainable industrial ecology: Implementation of a novel approach in the performance evaluation of Italian regions. *Journal of Cleaner Production*, 178 : 220-236.
- Asensio V, Vega FA, Andrade ML et Covelo EF. 2013. Tree vegetation and waste amendments to improve the physical condition of copper mine soils. *Chemosphere*, 90 : 603-610.
- Aubertin M et Bussière B. 2001. Meeting environmental challenges for mine waste management. *Geotechnical News*, 2001, 19 (3) : 21-26.
- Aubertin M, Bussière B, Bernier L, Chapuis R, Julien M, Belem T, Simon R, Mbonimpa M, Benzaazoua M et Li L. 2002. La gestion des rejets miniers dans un contexte de développement durable et de protection de l'environnement. Congrès annuel de la société canadienne de génie civil, Montréal, 5-8 juin 2002, société canadienne de génie civil, 10 p.
- BAPE. 2004. Directive 019 Sur l'industrie minière. Bureau d'audiences publiques sur l'environnement. Québec, 42 p.
- Becker CA, Mroz GD et Fuller LG. 1987. The effects of plant moisture stress on red pine (*pinus-resinosa*) seedling growth and establishment. *Canadian Journal of Forest Research*, 17 : 813-820.
- Bensalah N, Ferrand D et Villeneuve C. 2015. Les mines et le développement durable : controverses et défis, *Canadian Institute of Mining Journal*. 6 : 189-207.
- Beyaert R et Fox C. 2007. Assessment of soil biological activity. Dans : Carter MR et Gregorich EG eds. *Soil sampling and methods of analysis* 2e édition. Dans : CRC Press, Boca Raton, USA : 534-535.
- Blight GE. 2008. Wind erosion of waste impoundments in arid climates and mitigation of dust pollution. *Waste Management & Research*, 26 : 523-533.
- Bond-Lamberty B, Wang C et Gower S. 2002. Aboveground and belowground biomass and sapwood area allometric equations for six boreal tree species of northern Manitoba. *Canadian Journal of Forest Research*, 32 : 1441-1450.

Boucher JF, Tremblay P, Gaboury S et Villeneuve C. 2012. Can boreal afforestation help offset incompressible GHG emissions from Canadian industries? *Process Safety and Environmental Protection* 90 : 459-466.

Boucher JF, Tremblay P, Lefebvre A, Fradette O, Bouchard S et Lord D. 2019. The carbon fraction in biomass and organic matter in boreal open woodlands of Eastern Canada. *Écoscience* : 1-6.

Boucher JF. 2017. Séquestration du carbone par les terres forestières – Le Québec à la croisée des chemins. *Vecteur Environnement*, juin 2017 : 19-23.

Brady NC et Weil RR. 1996. *The nature and properties of soils*. Prentice-Hall Inc. 992 p.

Brandle JR, Hodges L et Zhou XH. 2004. Windbreaks in North American agricultural systems. In: Nair PKR, Rao MR, Buck L (eds), *New Vistas in Agroforestry. Advances in Agroforestry, Vol 1*. Springer, Dordrecht, 2004 : 65-78.

Brown C et OMAF. 2015 (mis à jour le 04 janvier 2016). Ministère de l'agriculture, de l'alimentation et des affaires rurales : rapports carbone-azote dans les fertilisants organiques. Consulté le 20 juillet 2016, <http://omaf.gov.on.ca/french/crops/hort/news/hortmatt/2015/13hrt15a9.htm>

CANMET. 2005. Pulp and paper sludge to energy – Preliminary assessment of technologies. Natural Resources Canada, CANMET Energy. Report (34) 0173e479.1., 152 p.

Carter M, Gregorich E, Adl S, Acosta-mercado DR, Anderson T et Lynn D. 2007. *Soil sampling and methods of analysis*. CRC Press and Taylor & Francis Group, Boca Raton, USA :198 p.

Cavard X, Bergeron Y, Chen H YH et Paré D. 2010. Mixed-species effect on tree aboveground carbon pools in the east-central boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research*. 40 : 37-47.

Cele EN et Maboeta M. 2016. A greenhouse trial to investigate the ameliorative properties of biosolids and plants on physicochemical conditions of iron ore tailings: implications for an iron ore mine site remediation. *Journal of Environmental Management*, 165 : 167-174.

Chaudhuri S, Pena-Yewtukhiw EM, McDonald LM, Skousen J et Sperow M. 2012. Early C Sequestration Rate Changes for Reclaimed Minesoils. *Soil Science*, 177 : 443-450.

Chomel M, DesRochers A, Baldy V, Larchevêque M et Gauquelin T. 2014. Non-Additive effects of mixing hybrid poplar and white spruce on aboveground and soil carbon storage in boreal plantations. *Forest Ecology and Management*, 328 : 292-299.

Chow TL, HW Rees, SH Fahmy et JO Monteith. 2003. Effects of pulp fibre on soil physical properties and soil erosion under simulated rainfall. *Canadian Journal of Soil Science*, 83: 109-119.

Cooke JA et Johnson MS. 2002. Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: A review of theory and practice. *Environmental Reviews*, 10 : 41-71.

Cornelis WM et Gabriels D. 2005. Optimal windbreak design for wind-erosion control. *Journal of Arid Environments*, 61 : 315-332.

Désilets L. 2003. Qu'advient-il des boues de traitement des papetières. *Vecteur environnement*, 36(31):47-53.

Devore J et Peck R. 1994. Introductory statistics, Vol 1. Dans : West Pub, Eagan. 624 p.

Diacono M et Montemurro F. 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility: A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30 : 401-422.

Durocher S. 2015. Évaluation du bilan des émissions de gaz à effet de serre attribuables à l'utilisation de biosolides de papetières pour le reboisement d'un parc à résidus miniers non acides. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi, 75 p.

Entreprise Québec. 2016 (mis à jour le 14 décembre 2016). Entreprise Québec : Industrie minière québécoise. Consulté le 20 juin 2017, <https://www2.gouv.qc.ca/entreprises/portail/quebec/infosite?x=1009847949>

Environnement et changement climatique Canada (ECCC), 2018. Rapport d'inventaire national 1990–2016 : Sources et puits de gaz à effet de serre au Canada. Division des inventaires et rapports sur les polluants, Ottawa, Canada, 264 p.

FAO. 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome, 128 p.

Faubert P, Barnabé S, Bouchard S, Côté R et Villeneuve C. 2016. Pulp and paper mill sludge management practices: What are the challenges to assess the impacts on greenhouse gas emissions? *Resources, Conservation and Recycling*, 108 : 107-133.

Faubert P, Durocher S, Bertrand N, Ouimet R, Rochette P, Tremblay P, Boucher JF et Villeneuve C. 2017. Greenhouse gas emissions after application of landfilled paper mill sludge for land reclamation of a nonacidic mine tailings site. *Journal of Environmental Quality*, 46 : 950-960.

Fessenden J. 2012. Carbon sequestration and natural analogs. *Geology*, 40 : 575-576.

Fierro A, Angers D et Beauchamp C. 1999. Restoration of ecosystem function in an abandoned sandpit: plant and soil responses to paper de-inking sludge. *Journal of Applied Ecology*, 36(2) : 244-253.

Foley BJ et Cooperband LR. 2002. Paper mill residuals and compost effects on soil carbon and physical properties. *Journal of Environmental Quality*, 31 : 2086-2095.

Fontaine S, Henault C, Aamor A, Bdioui N, Bloor JMG, Maire V, Mary B, Revalliot S et Maron PA. 2011. Fungi mediate long term sequestration of carbon and nitrogen in soil through their priming effect. *Soil Biology and Biochemistry*, 43 : 86-96.

Gagnon B et Ziadi N. 2012. Papermill biosolids and alkaline residuals affect crop yield and soil properties over nine years of continuous application. *Canadian Journal of Soil Science*, 92 : 917-930.

Gagnon B, Lalande R et Fahmy SH. 2001. Organic matter and aggregation in a degraded potato soil as affected by raw and composted pulp residue. *Biology and Fertility of Soils*, 34 : 441-447.

Gagnon F. 2018. Utilisation d'amendements organiques pour le reboisement du parc à résidus sans drainage minier acide de la mine niobec. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi. Saguenay, 46 p.

Gagnon J. 2016. Performance de plants mycorhizés après 4 à 21 ans de croissance dans 15 plantations établies dans plusieurs régions écologiques du Québec. Mémoire de recherche forestière, ISSN 1183-3912 ; no 178). Direction de la recherche forestière, Forêts, Faune et Parcs Québec (Qc), 31 p.

Gardner WC, Broersma K, Naeth A, Chanasyk D et Jobson A. 2010. Influence of biosolids and fertilizer amendments on physical, chemical and microbiological properties of copper mine tailings. *Canadian Journal of Soil Science*, 90 : 571-583.

Gardner WC, Naeth MA, Broersma K, Chanasyk DS et Jobson AM. 2012. Influence of biosolids and fertilizer amendments on element concentrations and revegetation of copper mine tailings. *Canadian Journal of Soil Science*, 92 : 89-102.

GIEC 2013. Résumé à l'intention des décideurs, Changements climatiques 2013: Les éléments scientifiques. Contribution du Groupe de travail I au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [sous la direction de Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex et P.M. Midgley]. Cambridge University Press, Cambridge, Royaume-Uni et New York (État de New York), États-Unis d'Amérique, 29 p.

GIEC 2014. Changements climatiques 2014: Rapport de synthèse. Contribution des Groupes de travail I, II et III au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [Sous la direction de l'équipe de rédaction principale, R.K. Pachauri et L.A. Meyer]. GIEC, Genève, Suisse, 161 p.

Girard S. 2017. Utilisation d'amendements organiques pour le reboisement du parc de résidus miniers sans rejet acide du mont-wright. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi. Saguenay, 62 p.

Giroux M et Audesse P. 2004. Comparaison de deux méthodes de détermination des teneurs en carbone organique, en azote total et du rapport C/N de divers amendements organiques et engrais de ferme. *Agrosol*, 15(2) : 107-110.

Gispert M, Pardini G, Emran M, Doni S et Masciandaro G. 2018. Seasonal evolution of soil organic matter, glomalin and enzymes and potential for C storage after land abandonment and renaturalization processes in soils of NE Spain. *Catena*, 162 : 402-413.

Groupe d'experts sur la sylviculture intensive de plantations, 2013. La sylviculture intensive de plantations dans un contexte d'aménagement écosystémique – Rapport du groupe d'experts, sous la direction de M. Barrette et M. Leblanc, Québec, 112 p.

Guittonny-Larcheveque M et Pednault C. 2016. Substrate comparison for short-term success of a multispecies tree plantation in thickened tailings of a boreal gold mine. *New Forests*, 47 : 763-781.

Harris M et Jurgensen M. 1977. Development of *Salix* and *Populus* mycorrhizae in metallic mine tailings. *Plant and Soil*, 47 : 509-517.

Hébert F, Boucher JF, Bernier PY. et Lord D. 2006. Growth response and water relations of three-year-old planted black spruce and jack pine seedlings in site prepared lichen woodlands. *Forest Ecology and Management*, 223 : 226-236.

Hébert F, Boucher JF, Walsh D, Tremblay P, Côté D et Lord D. 2014. Black spruce growth and survival in boreal open woodlands 10 years following mechanical site preparation and planting. *Forestry*, 87(2) : 277-286.

Hoffman WA et Poorter H 2002 Avoiding bias in calculation of Relative Growth Rate. *Annals of Botany*, 80 : 37-42.

Hua K, Wang D, Guo X et Guo Z. 2014. Carbon Sequestration Efficiency of Organic Amendments in a Long-Term Experiment on a Vertisol in Huang-Huai-Hai Plain, China. *Plos One*, 9 : e108594.

Ingestad T. 1979. Nitrogen Stress in Birch Seedlings. *Physiologia Plantarum*, 45 : 149-157.

IPCC. 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Edited by Penmam J Gytarsky M, Hiraishi T, Krug T, Kruger D, Pipatti R, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K et Wagner F. Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Cambridge University Press, Cambridge, UK, 590 p.

ISIE. 2015. Industrial Ecology – a Note from the Presidents. Consulté le 28 Avril 2015, <http://www.is4ie.org/Resources/Documents/Industrial%20Ecology%20ISIE%20Presidents.pdf>

ISO. 2006. Greenhouse gases–Part 2: Specification with guidance at the project level for quantification, monitoring and reporting of greenhouse gas emission reductions of removal enhancements. ISO, Geneva, Switzerland, 26 p.

Jackson MJ, Line MA, Wilson S et Hetherington SJ. 2000. Application of composted pulp and paper mill sludge to a young pine plantation. *Journal of Environmental Quality*, 29 : 407-414.

Jorge-Araújo P, Quiquampoix H, Matumoto-Pintro PT et Staunton S. 2015. Glomalin-related soil protein in French temperate forest soils: interference in the Bradford assay caused by co-extracted humic substances. *European Journal of Soil Science*, 66 : 311-319.

Kelty MJ, 1992. Comparative productivity of monocultures and mixed-species stands. In: Kelty MJ, Larson BC, Oliver CD (eds). *The ecology and silviculture of mixed-species forests*. Forestry Sciences, Springer, Dordrecht : 125-141.

Klinsky S. 2015. Justice and boundary setting in greenhouse gas cap and trade policy: a case study of the Western Climate Initiative. *Annals of the Association of American Geographers*, 105 : 105-122.

Knorr MA, Boerner REJ et Rillig MC. 2003. Glomalin content of forest soils in relation to fire frequency and landscape position. *Mycorrhiza*, 13 : 205-210.

Kurz W A, Shaw CH, Boisvenue C, Stinson G, Metsaranta J, Leckie D, Dyk A, Smyth C et Neilson ET. 2013. Carbon in Canada's boreal forest - A synthesis. *Environmental Reviews*, 21(4): 260-292.

Kuznetsova T, Lukjanova A, Ots K, Rosenvald K, Ostonen I et Lohmus K. 2014. Biomass allocation, leaf and fine root morphological adaptations in young black alder (*alnus glutinosa* (l.) gaertn.), silver birch (*betula pendula* roth.) and scots pine (*pinus sylvestris* l.) plantations on reclaimed oil shale post-mining areas. *Oil Shale*, 31 : 289-303.

Kuznetsova T, Rosenvald K, Ostonen I, Helmisaari HS, Mandre M et Lohmus K. 2010. Survival of black alder (*Alnus glutinosa* L.), silver birch (*Betula pendula* Roth.) and Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) seedlings in a reclaimed oil shale mining area. *Ecological Engineering*, 36 : 495-502.

Lal R. 2008. Carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363 : 815-830.

Lalande R, Gagnon B et Royer I. 2009. Impact of natural or industrial liming materials on soil properties and microbial activity. *Canadian Journal of Soil Science*, 89 : 209-222.

Larchevêque M, Desrochers A, Bussière B, Cartier H, Baribeau C, Pednault C et David J-S. 2012. How to grow trees on the wastes of a boreal gold mine – identification of the

main physico-chemical limitations. Proceedings of the Seventh International Conference on Mine Closure : 467-480.

Larney FJ et Angers DA. 2012. The role of organic amendments in soil reclamation: A review. *Canadian Journal of Soil Science*, 92 : 19-38.

Lefrancois E, Quoreshi A, Khasa D, Fung M, Whyte LG, Roy S et Greer CW. 2010. Field performance of alder-frankia symbionts for the reclamation of oil sands sites. *Applied Soil Ecology*, 46 : 183-191.

Leifheit EF, Verbruggen E et Rillig MC. 2015. Arbuscular mycorrhizal fungi reduce decomposition of woody plant litter while increasing soil aggregation. *Soil Biology and Biochemistry*, 81 : 323-328.

Li MS. 2006. Ecological restoration of mineland with particular reference to the metalliferous mine wasteland in China: A review of research and practice. *Science of the Total Environment*, 357 : 38-53.

Lteif A, Whalen JK, Bradley RL et Camire C. 2007. Mixtures of papermill biosolids and pig slurry improve soil quality and growth of hybrid poplar. *Soil Use and Management*, 23 : 393-403.

MacKenzie D. 2009. Making things the same: Gases, emission rights and the politics of carbon markets. *Accounting Organizations and Society*, 34 : 440-455.

Major J, Mosseler A, Barsi D, Corriveau-Dupuis B et Campbell M. 2009. Impact of three silvicultural treatments on growth, light-energy processing, and related needle-level adaptive traits of *pinus strobus* from two regions. *Forest Ecology and Management*, 257(1) : 168-181.

McDonald AJS, Lohammar T et Ericsson A. 1986. Growth response to step-decrease in nutrient availability in small birch (*Betula pendula* Roth). *Plant, Cell & Environment*, 9 : 427-432.

MDDELCC. 2014. Politique québécoise de gestion des matières résiduelles : Plan d'action 2011-2015, bilan de mi-parcours, allier économie et environnement. Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques. Québec, 210 p.

MDDELCC. 2015. Bilan annuel de conformité environnementale 2012. Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques. Secteur des pâtes et papiers. Gouvernement du Québec, Québec, QC, Canada, 74 p.

MDDELCC. 2017a. Marché du carbone : Crédits compensatoires. Consulté le 22 juin 2017, <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/changements/carbone/credits-compensatoires/index.htm>

MDDELCC. 2017b. Matières résiduelles fertilisantes (MRF) : La valorisation des matières résiduelles fertilisantes : des résidus mis à profit. Consulté le 22 juin 2017, http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/matieres/mat_res/fertilisantes/valorisation.htm

MDDELCC. 2017c. Politique québécoise de gestion des matières résiduelles. Consulté le 22 juin 2017, <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/matieres/pgmr/index.htm>

MDDELCC. 2018. Système de plafonnement et d'échange de droits d'émission de gaz à effet de serre du Québec (SPEDE). Consulté le 22 janvier 2018, <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/changements/carbone/Systeme-plafonnement-droits-GES.htm>

Meagher MD et Hunt RS. 1998. Early height growth of western white pine provenances in british columbia plantations. *Western Journal of Applied Forestry*, 13 : 47-53.

MELCC. 2018. Inventaire québécois des émissions de gaz à effet de serre en 2016 et leur évolution depuis 1990, Québec, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale de la réglementation carbone et des données d'émission, 40 p.

MERN. 2015. tableau de bord sur les indicateurs de développement durable dans le secteur minier du Québec. Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles, Québec, 44 p.

MERN. 2017a. Guide de préparation du plan de réaménagement et de restauration des sites miniers au Québec. Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles, Québec, 79 p.

MERN. 2017b. Ministère de l'énergie et des ressources renouvelable : Gros plans sur les mines. Consulté le 13 octobre 2017, <http://www.mern.gouv.qc.ca/mines/index.jsp>

MERN. 2017c. Ministère de l'énergie et des ressources renouvelable : Restauration minière. Consulté le 16 octobre 2017, <http://mern.gouv.qc.ca/mines/restauration-mini%C3%A8re/>

Mines Québec. 2017. Mines Québec : Qu'est-ce que l'exploration minière. Consulté le 19 janvier 2017 <http://minesqc.com/fiches-dinformati%C3%B3ns/quest-ce-que-l%C3%A9xploration-mini%C3%A8re/>

Ministère des Ressources naturelles. 2013. Le guide sylvicole du Québec - Tome I et II, Les fondements biologiques de la sylviculture et les concepts et l'application de la sylviculture. Les Publications du Québec, Québec, 1792 p.

Mori AS, Furukawa T et Sasaki T. 2013. Response diversity determines the resilience of ecosystems to environmental change. *Biol Rev Camb Philos Soc*, 88 : 349-364.

NCASI. 2000. Utilizing paper mill by-products as forest soil amendments: forest responses, recommendations, and industry case studies. National Council for Air and Stream Improvement, 31 p.

Nichols JD, Bristow M et Vanclay JK. 2006. Mixed-species plantations: prospects and challenges. *Forest Ecology and Management*, 233 : 383-390.

Niobec inc. 2015. Niobec, une compagnie de magris ressource : historique. Consulté le 19 janvier 2017 <http://niobec.com/a-propos/historique/>

Ostash B, Gren T, Hrubskyy Y, Tistechok S, Beshley S, Baranov V et Fedorenko V. 2014. Cultivable actinomycetes from rhizosphere of birch (*Betula pendula*) growing on a coal mine dump in Silets, Ukraine. *Journal of Basic Microbiology*, 54 : 851-857.

Piotto D. 2008. A meta-analysis comparing tree growth in monocultures and mixed plantations. *Forest Ecology and Management*, 255 : 781-786.

Plieninger T. 2011. Capitalizing on the carbon sequestration potential of agroforestry in germany's agricultural landscapes: realigning the climate change mitigation and landscape conservation agendas. *Landscape Research*, 36 : 435-454.

Price GW et Voroney RP. 2007. Papermill biosolids effect on soil physical and chemical properties. *Journal of Environmental Quality*, 36 : 1704-1714.

Primeau C. 2014. Modes de gestion des biosolides des usines de pâtes et papiers au Québec : Analyse comparative. Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke. Sherbrooke, 94 p.

Publication Qc. 2014. Le guide sylvicole du Québec : Outil de comparaison des essences. Consulté le 19 octobre 2018, <http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/essences/comparaison.php?essence1=1&cat1=1&arbre1=98&essence2=1&cat2=2&arbre2=11&essence3=1&cat3=2&arbre3=13&categorie=0&soumission=Comparer>

Publication Qc. 2017 (mis à jour le 1^{er} mai 2017). LégisQuébec : loi sur les mines. Consulté le 19 juin 2017, <http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/ShowDoc/cs/M-13.1>

Recyc-Québec et Taillefer S. 2010 (mise à jour en février 2010). Les matières organiques, fiches informatives. Consulté le 19 juin 2017, <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/Fiche-info-matieres-organiques.pdf>

Rees F, Dagois R, Derrien D, Fiorelli JL, Watteau F, Morel JL, Schwartz C, Simonnot MO et Sere G. 2019. Storage of carbon in constructed technosols: in situ monitoring over a decade. *Geoderma*, 337 : 641-648.

Reyna DL et Wall LG. 2014. Revision of two colorimetric methods to quantify glomalin-related compounds in soils subjected to different managements. *Biology and Fertility of Soils*, 50 : 395-400.

Rice EL. 1984. Allelopathy. Academic Press, Cambridge, 422 p.

Rillig MC. 2004. Arbuscular mycorrhizae, glomalin, and soil aggregation. *Canadian Journal of Soil Science*, 84 : 355-363.

Rousseau N. 2011. Planning for a gold mine: Plan Nord's impact on Quebec's mining industry. *Canadian Mining Journal*, 132(7) : 50.

Rowland SM, Prescott CE, Grayston SJ, Quideau SA et Bradfield GE. 2009. Recreating a Functioning Forest Soil in Reclaimed Oil Sands in Northern Alberta: An Approach for Measuring Success in Ecological Restoration. *Journal of Environmental Quality*, 38 : 1580-1590.

Schenk HJ. 2008. Soil depth, plant rooting strategies and species' niches. *New Phytologist*, 178 : 223-225.

Schnürer, J., Clarholm, M., et Rosswall, T. 1985. Microbial biomass and activity in an agricultural soil with different organic matter contents. *Soil Biology and Biochemistry* 17(5): 611-618.

Sedjo R et Sohngen B. 2012. Carbon Sequestration in forests and soils. Dans : Rausser GC (eds). *Annual Review of Resource Economics*, Vol 4 : 126-143.

Sheoran V, Sheoran, A et Poonia P. 2010. Soil reclamation of abandoned mine land by revegetation: A review. *International Journal of Soil, Sediment and Water*, 3(2): 13.

Showalter JM, Burger JA, et Zipper CE. 2010. Hardwood seedling growth on different mine spoil types with and without topsoil amendment. *Journal of Environmental Quality*, 39(2): 483-491.

Shrestha RK et Lal R. 2006. Ecosystem carbon budgeting and soil carbon sequestration in reclaimed mine soil. *Environment International*, 32 : 781-796.

Skousen, J., Ziemkiewicz, P. and Venable, C. 2006 Tree recruitment and growth on 20-year-old, unreclaimed surface mined lands in West Virginia, *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 20(2) : 142–154.

Smith RB et Wass E. 1991. Impacts of two stumping operations on site productivity in interior British Columbia. *Forestry Canada, Pacific and Yukon Region, Pacific Forestry Centre*, Vol 327.

Soltner D. 2003. Les bases de la production végétale. Tome I. Le sol et son amélioration 23e édition. *Collection Sciences et Techniques Agricoles*, Paris, 472 p.

Strong WL et La Roi GH. 1983. Root system morphology of common boreal forest trees in Alberta Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 13(6) : 1164-1173.

Thavamani P, Samkumar RA, Satheesh V, Subashchandrabose SR, Ramadass K, Naidu R, Venkateswarlu K et Megharaj M. 2017. Microbes from mined sites: Harnessing their potential for reclamation of derelict mine sites. *Environmental Pollution*, 230 : 495-505.

Thirkell TJ, Cameron DD et Hodge A. 2016. Resolving the 'nitrogen paradox' of arbuscular mycorrhizas: fertilization with organic matter brings considerable benefits for plant nutrition and growth. *Plant Cell Environ*, 39 : 1683-1690.

Torri SI, Corr, EA, RS et Renella G. 2014. Soil carbon sequestration resulting from biosolids application. *Applied and Environmental Soil Science*, 9 p.

Tremblay P. 2010. Remise en production de dénudés secs à cladonies du domaine de la pessière à mousses du Québec : réponse hâtive des semis d'épinette noire (*Picea mariana*[Mill]). Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi, Saguenay, 57 p.

Treseder KK et Cross A. 2006. Global distributions of arbuscular mycorrhizal fungi. *Ecosystems*, 9 : 305-316.

Treseder KK et Turner KM. 2007. Glomalin in ecosystems. *Soil Science Society of America Journal*, 71 : 1257-1266.

Ussiri DAN et Lal R. 2005. Carbon sequestration in reclaimed minesoils. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 24 : 151-165.

Verbruggen E, Jansa J, Hammer EC et Rillig MC. 2016. Do arbuscular mycorrhizal fungi stabilize litter-derived carbon in soil? *Journal of Ecology*, 104 : 261-269.

Walker RF, McLaughlin SB et West DC. 2004. Establishment of sweet birch on surface mine spoil as influenced by mycorrhizal inoculation and fertility. *Restoration Ecology*, 12 : 8-19.

Walle IV, Van Camp N, Van de Castele L, Verheyen K et Lemeur R. 2007. Short-rotation forestry of birch, maple, poplar and willow in Flanders (Belgium) I - Biomass production after 4 years of tree growth. *Biomass & Bioenergy*, 31 : 267-275.

Wang Q, Wang W, He X, Zhang W, Song K et Han S. 2015. Role and variation of the amount and composition of glomalin in soil properties in farmland and adjacent plantations with reference to a primary forest in north-eastern China. *Plos One*, 10 : e0139623.

Wright S et Upadhyaya A. 1999. Quantification of arbuscular mycorrhizal fungi activity by the glomalin concentration on hyphal traps. *Mycorrhiza*, 8 : 283-285.

Wright SF et Upadhyaya A. 1998. A survey of soils for aggregate stability and glomalin, a glycoprotein produced by hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi. *Plant and Soil*, 198 : 97-107.

Xie HT, Li JW, Zhang B, Wang LF, Wang JK, He HB et Zhang XD. 2015. Long-term manure amendments reduced soil aggregate stability via redistribution of the glomalin-related soil protein in macroaggregates. *Scientific Reports*, Vol. 5, 14687.

Young I, Renault S et Markham J. 2015. Low levels organic amendments improve fertility and plant cover on non-acid generating gold mine tailings. *Ecological Engineering*, 74 : 250-257.

Young IWR, Naguit C, Halwas SJ, Renault S et Markham JH. 2013. Natural revegetation of a boreal gold mine tailings pond. *Restoration Ecology*, 21 : 498-505.

Zanuzzi A, Arocena JM, van Mourik JM et Cano AF. 2009. Amendments with organic and industrial wastes stimulate soil formation in mine tailings as revealed by micromorphology. *Geoderma*, 154 : 69-75.

Zar, J.H., 1999. *Biostatistical Analysis*, 4e edition. Prentice-Hall, Inc., Upper Saddle River, NJ, USA, 663 p.

Zerhouni A. 2010. Caractérisation des propriétés physico-chimiques des boues issues des principaux procédés papetiers. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi. Saguenay, 109 p.

Zhang J, Tang X, Zhong S, Yin G, Gao Y et He X. 2017. Recalcitrant carbon components in glomalin-related soil protein facilitate soil organic carbon preservation in tropical forests. *Scientific Reports*, 7 : 2391

Zhang XK, Wu X, Zhang SX, Xing YH, Wang R et Liang WJ. 2014. Organic Amendment Effects on Aggregate-Associated Organic C, Microbial Biomass C and Glomalin in Agricultural Soils. *Catena*, 123 : 188-194.

Zhou L, Li Z, Liu W, Liu S, Zhang L, Zhong L, Luo X et Liang H. 2015. Restoration of rare earth mine areas: organic amendments and phytoremediation. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 : 17151-17160.

Annexe

Tableau A-1a. Résultats de l'étude multicritère du pin rouge (PIR), du bouleau à papier (BOP) et du mélèze laricin (MEL). Selon 11 critères préétablis en plus des quatre critères à prioriser pour leur survie afin d'évaluer leur potentiel comme espèce ligneuse pour une plantation sur un parc à résidus miniers (Publication Qc 2014).

Critères pour 2000 tiges/ha	PIR	BOP	MEL
Longévité (années)	200	140	180
Volume marchand brut (dm ³)	908	267	280
Endémisme	Oui	Oui	Oui
Esthétisme	Ok	Ok	Ok
Absence de reproduction végétative	Ok	Ok	Ok
Hauteur (m)	25	21	23
Disponibilité	Oui	Oui	Oui
Coût	Moyen	Faible	Faible
Vulnérabilité	Ok	Ok	Ok
Croissance juvénile	Rapide	Rapide	Rapide
PFNL	Ok	Ok	Ok
À prioriser			
Espèce colonisatrice	Oui	Oui	Oui
Intolérance à l'ombre	Oui	Oui	Oui
Besoin en éléments nutritifs des semis	Faible à moyen	Moyen à élevé	Faible
Tolérance à la sécheresse	Elevé	Faible à moyen	Moyen

Tableau A-1b. Résultats de l'étude multicritères des 18 autres espèces analysées selon les 11 critères préétablis afin d'évaluer leur potentiel comme espèce ligneuse pour une plantation sur un parc à résidus minier (pour 2000 tige ha⁻¹). Épinette blanche (EPB), épinette noire (EPN), pin blanc (PIB), pin gris (PIG), thuya occidetal (THO), érable rouge (ERR), érable à sucre (ERS), peuplier faux-tremble (PET), peuplier à grandes dents (PED), peuplier baumier (PEB), chêne rouge (CHR), chêne blanc (CHB), aulne crispé (AUC), chêne à gros fruits (CHG), érable argenté(ERA), épinette de Norvège (EPO), peuplier de Lombardie (PEL) et orme d'Amérique (ORA).

[illegible]

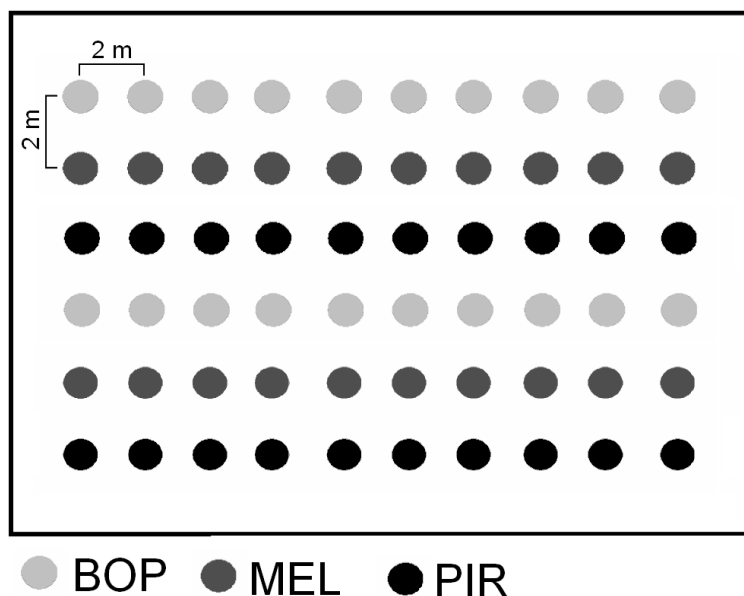


Figure A-1. Représentation schématique d’une parcelle mixte. Comprenant le bouleau à papier (BOP), le mélèze laricin (MEL) et le pin rouge (PIR).

Tableau A-2. Résultats des analyses de variance (ANOVA), pour la concentration en phosphore (P), en potassium (K), en calcium (Ca), en magnésium (Mg), en aluminium (Al), du ration phosphore/aluminium (P/Al), en manganèse (Mn) en cuivre (Cu) et en fer (Fe) du sol du dispositif du parc à résidus miniers cinq ans après l’amendement ou non de biosolides de papetières.

Source	Dl	Dld	P	K	Ca	Mg	Al	P/Al*	Mn	Cu	Fe
			<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>
BP	1	3	0,800	0,426	0,628	0,966	0,634	0,485	0,960	0,350	0,564
AE	4	12	0,594	0,716	0,784	0,308	0,562	0,353	0,365	0,039	0,892
BP*AE	4	12	0,481	0,944	0,541	0,302	0,367	0,230	0,657	0,910	0,276

BP=avec et sans biosolides de papetière. AE=aménagement d’espèce soit : bouleau, mélèze et pin en plantation pure. Dl=degré de liberté ; Dld=degré de liberté du dénominateur.

Tableau A-3. Résultats des analyses de variance (ANOVA) pour le pH, la capacité d'échange cationique (C.E.C), la saturation en base (S.B.), la porosité estimée, le contenu en azote totale (N. tot.) et le contenu en carbone (C) (%) du sol du dispositif du parc à résidus miniers cinq ans après l'amendement ou non de biosolides de papetières.

Source	DI	DId	pH	C.E.C.	S.B.	N. Tot.	C
			<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>
BP	1	3	0,320	0,504	0,436	0,248	0,286
AE	4	12	0,292	0,706	0,384	0,708	0,245
BP*AE	4	12	0,524	0,462	0,885	0,734	0,601

BP=avec et sans biosolides de papetière. AE=aménagement d'espèce soit : bouleau, mélèze et pin en plantation pure. DI=degré de liberté ; DId=degré de liberté du dénominateur.

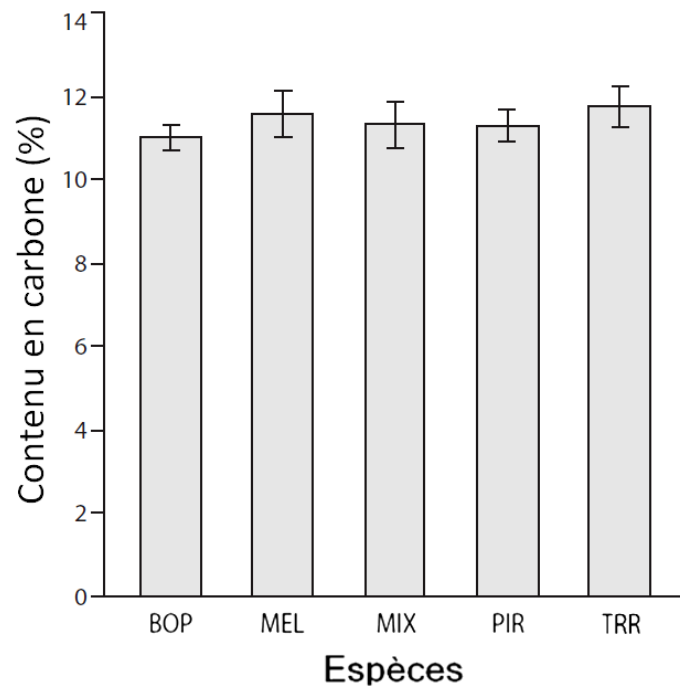


Figure A-2. Moyenne (±ES) du contenu en carbone du sol du parc à résidus miniers cinq (5) ans suivant les ajouts de biosolides de papetières et les plantations de bouleaux blancs (BOP), de mélèzes laricins (MEL), mixtes (MIX), de pins rouges (PIR) et de trèfles rouges (TRR) (n= 8).